

Ökobilanzierung der Altfahrzeugverwertung am Fallbeispiel eines Mittelklassefahrzeuges und Entwicklung einer Allokationsmethodik

Von der Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen
und Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig
zur Erlangung des Grades einer
Doktorin der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)
genehmigte
Dissertation

von Dipl.-Geoökologin Kirsten Wötzel
aus Karl-Marx-Stadt (Chemnitz)

1. Referent:	Prof. Dr. rer. nat. Otto Richter
2. Referent:	Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. Jürgen Hesselbach
eingereicht am:	14.09.2006
mündliche Prüfung am:	16.01.2007

2007

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Tätigkeit bei der DaimlerChrysler AG Sindelfingen mit Betreuung durch die TU Braunschweig, Institut für Geoökologie.

Herrn Prof. Dr. Otto Richter (TU Braunschweig, Institut für Geoökologie) gilt mein aufrichtiger und herzlicher Dank für die Übernahme der Betreuung, die wertvollen Gespräche und Anregungen und eine aufbauende Unterstützung von Anbeginn der Arbeit.

Herrn Prof. Dr. Jürgen Hesselbach (TU Braunschweig, Institut für Werkzeugmaschinen und Fertigungstechnik) möchte ich besonders für das dieser Arbeit entgegengebrachte Interesse sowie für die Übernahme des Zweitberichtes danken.

Herrn Dr. Christoph Herrmann (TU Braunschweig, Institut für Werkzeugmaschinen und Fertigungstechnik) danke ich herzlich für die sehr hilfreichen fachlichen und konzeptionellen Ratschläge sowie für die Ermutigung und wohlwollende Unterstützung in der Arbeit.

Herrn Dr. Matthias Finkbeiner als Leiter der GaBi-Arbeitsgruppe bei der DaimlerChrysler AG danke ich von ganzem Herzen für die wertvolle und kompetente fachliche Begleitung der Arbeit sowie die kollegiale Unterstützung während der gesamten Zeit. Gute Ideen und eine stetige Diskussionsbereitschaft haben so manches Hindernis ausgeräumt.

Weiterhin danke ich den Mitarbeitern der Abteilung für Umweltgerechte Produktentwicklung der DaimlerChrysler AG unter Leitung von Herrn Bruno Stark für die gute Zusammenarbeit und die angenehme Arbeitsatmosphäre sowie ganz besonders meinen Kollegen Halil Cetiner, Hartmut Kovács und Rüdiger Hoffmann unserer GaBi-Arbeitsgruppe sowie Michael Schmidt, mit denen bei stets guter Stimmung das Arbeiten und ein fachlicher Austausch immer angenehm war.

Die Arbeit basiert zu einem großen Teil auf den von einer Vielzahl von Recyclingfirmen zur Verfügung gestellten Prozessdaten, wofür ich den beteiligten Firmen danken möchte.

Ein herzlicher Dank gebührt besonders meinen Eltern für ihre großzügige und hilfreiche Unterstützung in der Betreuung meiner Kinder während der Zeit der Fertigstellung der Arbeit. Sie haben die Arbeit auch als unermüdliche und kritische Leser begleitet - hierfür danke ich auch meiner Schwester Claudia.

Ebenso danke ich meinem Ehemann Gerd, der mir kritisch und mit der notwendigen familiären Logistik hilfreich zur Seite stand. Und ich danke meinen Kindern Anni und Robert – das Glück mit ihnen hat mir die notwendige Kraft für diese Arbeit gegeben.

Wachtberg, im August 2006

Kirsten Wötzel

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	VIII
TABELLENVERZEICHNIS.....	XIV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	XVI
1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG	1
2 GRUNDLAGEN UND METHODIK	3
2.1 GESETZLICHER RAHMEN	3
2.1.1 Das Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz	3
2.1.2 Die Abfallablagerungs-Verordnung	6
2.1.3 Die TA Siedlungsabfall	6
2.1.4 Die Altfahrzeug-Verordnung	7
2.1.5 Die Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union (ELV-Directive)	8
2.1.6 Das Altfahrzeug-Gesetz	9
2.1.7 Berechnung der Recyclingquoten nach dem Typzulassungsverfahren (type approval)	11
2.2 SYSTEMATIK DES RECYCLINGS	14
2.3 SZENARIOTECHNIK	16
2.3.1 Einführung und Definitionen	16
2.3.2 Typen von Szenarien.....	17
2.4 METHODIK VON ÖKOBILANZEN	18
2.4.1 Einführung	18
2.4.2 Begriff und Bestandteile einer Ökobilanz	18
2.4.3 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen	19
2.4.4 Sachbilanz	20
2.4.5 Wirkungsabschätzung	20
2.4.6 Interpretation	20
2.4.7 Softwarewerkzeug zur Ökobilanzierung	21
3 ALLOKATIONSMETHODIK	23
3.1 ALLOKATIONEN – EINFÜHRUNG IN DIE PROBLEMATIK	23
3.2 ALLOKATIONEN BEI RECYCLINGPROZESSEN.....	26
3.2.1 Verteilungsmodelle zum open-loop Recycling	27
3.2.2 Zusammenfassung der Verteilungsmodelle	45
3.2.3 Resümee	48

3.3	RESULTIERENDE ANSATZVARIANTEN	50
3.3.1	Gutschrift der eingesparten Primärressource	50
3.3.2	Diskontierungsansatz	54
3.3.3	Resümee	56
4	RECYCLINGPROZESSE IM RAHMEN DER ALTFahrzeugVERWERTUNG UND DIE UMSETZUNG IM GABI-MODELL.....	58
4.1	ABLAUF ALTFahrzeugVERWERTUNG.....	61
4.2	ALTFahrzeugVERWERTER	62
4.3	MATERIALRECYCLING SHREDDERPROZESS	65
4.3.1	Shredderbetrieb — Verfahren und Stoff-Flüsse	65
4.3.2	Schwimm-Sink-Anlage	69
4.3.3	Elektrostahlverfahren	71
4.3.4	Ne-Metalle: Aluminium-, Magnesium-, Kupfer- und Zinkrecycling	72
4.3.4.1	Aluminiumrecycling	72
4.3.4.2	Magnesiumrecycling	74
4.3.4.3	Kupferrecycling	76
4.3.4.4	Zinkrecycling	77
4.3.5	Verwertung der Shredderleichtfraktion	78
4.4	PRODUKTRECYCLING.....	86
4.4.1	Getriebe- und Motorenaufarbeitung	86
4.5	MATERIALRECYCLING PRODUKTBEZOGEN	87
4.5.1	Betriebsflüssigkeiten	87
4.5.2	Bauteile	96
4.5.3	Kunststoffe	108
4.5.4	Glas	116
4.6	HILFSPROZESSE	117
4.6.1	Transporte	118
4.6.2	Zementwerk	118
4.6.3	Deponie	119
4.6.4	Sonderabfallverbrennung	120
5.	FALLBEISPIEL - FAHRZEUGMATERIALVARIANTEN AM BEISPIEL EINES MITTELKLASSE-PKW.....	123
5.1	STAHLINTENSIVE FAHRZEUGVARIANTE (BASISVARIANTE)	124
5.2	FAHRZEUGVARIANTE MIT ERHÖHTEM ANTEIL AN ALUMINIUM.....	124
5.3	FAHRZEUGVARIANTE MIT ERHÖHTEM ANTEIL AN ALUMINIUM UND KUNSTSTOFF	125

6. VERWERTUNGSSZENARIEN	127
6.1 SZENARIO 1: PFLICHTDEMONTAGE, SLF 100 % DEPONIE	127
6.2 SZENARIO 2: PFLICHTDEMONTAGE UND DEMONTAGE BIS 95 %, SLF 100 % DEPONIE	128
6.3 SZENARIO 3: PFLICHTDEMONTAGE UND DEMONTAGE BIS 95 %, SLF 50 % ENERGETISCHE, 50 % STOFFLICHE VERWERTUNG	129
6.4 SZENARIO 4: PFLICHTDEMONTAGE UND DEMONTAGE BIS 95 %, SLF 100 % ENERGETISCHE VERWERTUNG.....	130
6.5 SZENARIO 5: KEINE DEMONTAGE, NUR TROCKENLEGUNG, SLF 100 % DEPONIE (SZ 5A: SLF 50% STOFFLICHE, 50 % ENERGETISCHE VERWERTUNG; SZ 5B: SLF 100 % ENERGETISCHE VERWERTUNG)	131
6.6 SZENARIO 6: PFLICHTDEMONTAGE, SLF 100 % ENERGETISCHE VERWERTUNG	134
6.7 SZENARIO 7: PFLICHTDEMONTAGE, SLF 100 % STOFFLICHE VERWERTUNG	134
7. ERGEBNISSE DER FALLSTUDIE.....	138
7.1 ANALYSE DER ERGEBNISSE DES PRIMÄRENERGIEBEDARFES	138
7.1.1 Analyse der szenarienübergreifenden Prozesse	138
7.1.2 Horizontaler Vergleich	144
7.1.3 Vertikaler Vergleich	146
7.1.3.1 Szenario 2	147
7.1.3.2 Szenario 3	149
7.1.3.3 Szenario 4	150
7.1.3.4 Szenarien 5, 5a und 5b	152
7.1.3.5 Szenario 6	155
7.1.3.6 Szenario 7	156
7.2 ERGEBNISSE DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG	158
7.2.1 GWP ₁₀₀	158
7.2.2 Versauerungspotential (AP)	164
7.2.3 Eutrophierungspotential (EP)	168
7.2.4 Ozonabbaupotential (ODP)	170
8. SENSITIVITÄTSANALYSE	174
8.1 EINFLUSS VERSCHIEDENER VERTEILUNGSMETHODEN	174
8.2 VARIATION VON DISKONTSÄTZEN UND PKW-LEBENSDAUER.....	179
8.3 VARIATION DER VERWERTUNG AUSGEWÄHLTER MATERIALIEN	181

8.4 SENSITIVITÄT DES MODELLS BEI VERSCHIEDENEN ENERGIE- LIEFERANTEN	187
9. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	192
LITERATURVERZEICHNIS	194
ANHANG A – ANHANG D.....	210

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1:	Zeitlicher Überblick über die Vorgaben der ELV-Directive [9], [10]...	8
Abbildung 2-2:	Verwertungsquoten gemäß ELV-Directive.....	10
Abbildung 2-3:	Recyclingbegriffe nach der VDI-Richtlinie 2243 [14].....	15
Abbildung 2-4:	Szenariotrichter, nach [16].....	17
Abbildung 2-5:	Umfeld und Phasen einer Ökobilanz nach ISO 14040 [25].....	19
Abbildung 2-6:	Datenbankstruktur Gabi 4 mit Beispielfluss und – prozess.....	21
Abbildung 3-1:	Allokationen in Ökobilanzen.....	23
Abbildung 3-2:	Definition von Open- und Closed-loop Prozessen anhand der technischen Beschreibung eines Produktsystems, verändert nach [41].....	25
Abbildung 3-3:	Prinzipdarstellung des Cut-off-Ansatzes mit den Systemgrenzen, nach [62].....	28
Abbildung 3-4:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Cut-off-Ansatz.....	29
Abbildung 3-5:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Östermark [53]....	30
Abbildung 3-6:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Karlsson [65].....	32
Abbildung 3-7:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Vigon [24].....	33
Abbildung 3-8:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Bohnacker [55]....	34
Abbildung 3-9:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Kim et al. [54].....	36
Abbildung 3-10:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Werner [57] und Buxmann [67].....	37
Abbildung 3-11:	Prinzipdarstellung des Ansatzes nach Guinee [59], hypothetisches Beispiel für open-loop Recycling, verändert nach [59].....	39
Abbildung 3-12:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Guinee [59].....	40
Abbildung 3-13:	Vereinfachte Darstellung der Primär- und Sekundärprozesse von Stahl, Aluminium und Kunststoff (PP) zur Verdeutlichung der Problematik der Bilanzgrenzen im Hinblick auf vergleichbare Marktpreise.....	41

Abbildung 3-14:	Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Mauch [72].....	44
Abbildung 3-15:	Vergleich der Verteilung der Umweltlasten auf den ersten Lebenszyklus nach den oben vorgestellten Verteilungsmodellen.....	46
Abbildung 3-16:	Vergleich der Verteilung der Umweltlasten auf den zweiten Lebenszyklus nach den oben vorgestellten Verteilungsmodellen.....	46
Abbildung 3-17:	Vergleich der Verteilung der Umweltlasten auf den dritten bzw. letzten Lebenszyklus nach den oben vorgestellten Verteilungsmodellen.....	47
Abbildung 3-18:	Vereinfachte Darstellung der Primär- und Sekundärprozesse der Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoff (PP) zur Verdeutlichung des Prinzips der Gutschrift für eingesparte Primärressourcen.....	51
Abbildung 3-19:	Lage der Systemgrenze bei dem Primärressourcenansatz.....	52
Abbildung 3-20:	Real auftretende Umweltbelastungen im zeitlichen Ablauf.....	55
Abbildung 3-21:	Lage der Systemgrenze beim Primärressourcenansatz und beim Diskontierungsansatz.....	57
Abbildung 4-1:	Systemgrenzen des Modells.....	58
Abbildung 4-2:	Basisplan des GaBi-Modells zur Altfahrzeugverwertung.....	60
Abbildung 4-3:	GaBi-Plan B – Materialrecycling produktbezogen.....	60
Abbildung 4-4:	GaBi-Plan der Altölverwertung mit Massenstromverteilungen.....	61
Abbildung 4-5:	Ablauf der Altfahrzeugverwertung mit nachfolgenden Verwertungs- und Entsorgungsprozessen.....	62
Abbildung 4-6:	Schematische Darstellung eines Shredders [92].....	67
Abbildung 4-7:	Exemplarisches Verfahrensfliessbild einer Schwimm-Sink-Anlage [98].....	70
Abbildung 4-8:	Stahlerzeugung im Elektrolichtbogenofen.....	72
Abbildung 4-9:	Herstellung von Sekundäraluminium im Drehtrommelofen.....	74
Abbildung 4-10:	Typisches Aussehen der Shredderleichtfraktion [122].....	78
Abbildung 4-11:	Schematische Darstellung des SVZ – Verwertungsprozesses, nach [135].....	84

Abbildung 4-12:	Prozess-Schema der Altölaufbereitung zu Grundölen, Mineralölraffinerie Dollbergen GmbH, nach [144].....	90
Abbildung 4-13:	Verfahrensablauf bei der mechanischen Kabelaufbereitung, nach [108].....	107
Abbildung 4-14:	Verwertungswege für Kunststoffe.....	110
Abbildung 4-15:	vereinfachter GaBi-Plan zum Prozessablauf des Partikelrecyclings für SMC (Sheet Moulding Compound).....	113
Abbildung 4-16:	vereinfachter GaBi-Plan zum Prozessablauf des Stoßfängerrecyclings (PP).....	114
Abbildung 4-17:	Pyrolyseverfahren [164].....	115
Abbildung 4-18:	Fließbild des Klinkerbrennens im Zementwerk.....	119
Abbildung 5-1:	Mercedes-Benz C-Klasse (Pressefoto 2003).....	124
Abbildung 6-1:	Vergleich der Recyclingszenarien auf vertikaler und horizontaler Ebene.....	137
Abbildung 7-1:	Primärenergieverbrauch für das Recycling am Beispiel von Szenario 1, aufgeschlüsselt auf die Recyclingprozesse, Bauteile und Materialien.....	139
Abbildung 7-2:	Primärenergiebedarf für das Recycling ausgewählter Materialien.....	140
Abbildung 7-3:	Prozentuale Anteile des primärenergetischen Aufwandes der einzelnen Recyclingprozesse am Recycling des Gesamtfahr- zeuges; Basisfahrzeug am Beispiel von Szenario 1.....	140
Abbildung 7-4:	Prozentuale Anteile des primärenergetischen Aufwandes der einzelnen Recyclingprozesse am Recycling des Gesamtfahr- zeuges; Al-Fahrzeug am Beispiel von Szenario 1.....	141
Abbildung 7-5:	Prozentuale Anteile des primärenergetischen Aufwandes der einzelnen Recyclingprozesse am Recycling des Gesamtfahr- zeuges; Al-KS-Fahrzeug am Beispiel von Szenario 1.....	141
Abbildung 7-6:	Vergleich der Gutschriften für das Recycling von Materialien und Bauteilen des Gesamtfahrzeuges in den drei Fahrzeugvarianten am Beispiel von Szenario 1.....	142
Abbildung 7-7:	Gutschriften für ausgewählte Materialien.....	143

Abbildung 7-8:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 1.....	144
Abbildung 7-9:	Primärenergie, bezogen auf Szenario 1, Differenzen der Saldo-Werte aus dem Gesamtlebenszyklus.....	147
Abbildung 7-10:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 2.....	148
Abbildung 7-11:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 3.....	150
Abbildung 7-12:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 4.....	152
Abbildung 7-13:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 5.....	153
Abbildung 7-14:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 5a.....	154
Abbildung 7-15:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 5b.....	154
Abbildung 7-16:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 6.....	156
Abbildung 7-17:	Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 7.....	157
Abbildung 7-18:	Treibhauspotential (GWP ₁₀₀) über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7.....	158
Abbildung 7-19:	GWP ₁₀₀ SLF im Vergleich Deponie und SLF-Verwertung stofflich und energetisch (jeweils 100 % bzw. 50:50 % stofflich/energetisch)....	160
Abbildung 7-20:	Gutschriften GWP ₁₀₀ SLF im Vergleich Deponie und SLF-Verwertung stofflich und energetisch (jeweils 100 % bzw. 50:50 % stofflich/energetisch).....	161

Abbildung 7-21:	Vergleich des GWP ₁₀₀ für die Herstellungs- und Recyclingprozesse sowie Gutschriften, Szenario 1.....	165
Abbildung 7-22:	Versauerungspotential über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7.....	166
Abbildung 7-23:	Versauerungspotential der Herstellungsphase für die drei Fahrzeugvarianten.....	166
Abbildung 7-24:	Eutrophierungspotential über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7.....	168
Abbildung 7-25:	Eutrophierungspotential (EP) der Herstellungsphase für die drei Fahrzeugvarianten.....	169
Abbildung 7-26:	Ozonabbaupotential (ODP) über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7.....	171
Abbildung 8-1:	Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz gegenüber ausgewählten Verteilungsmethoden; St-Fahrzeug im Basisszenario, erster Lebenszyklus.....	175
Abbildung 8-2:	Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz gegenüber ausgewählten Verteilungsmethoden; Al-Fahrzeug im Basisszenario, erster Lebenszyklus.....	176
Abbildung 8-3:	Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz gegenüber ausgewählten Verteilungsmethoden; Al-KS-Fahrzeug im Basisszenario, erster Lebenszyklus.....	177
Abbildung 8-4:	Auswirkung unterschiedlicher Verteilungsmethoden auf die Höhe der Gutschrift für verschiedene in Pkw verwendete Materialien.....	179
Abbildung 8-5:	Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz bei verschiedenen Diskontsätzen bzw. Anzahl von Jahren bis zur Fahrzeugverwertung. Beispielrechnung anhand der Bilanz des St-Fahrzeuges im Basisszenario.....	180
Abbildung 8-6:	Sensitivität der Energiebilanzen bei Demontage und Verwertung des Glases (optional werkstoffliche Verwertung oder thermische Verwertung im Zementwerk) bzw. bei Verbleib des Glases im Pkw und Deponierung.....	182
Abbildung 8-7:	Primärenergiebedarf für die werkstoffliche Kunststoffverwertung sowie Gutschrift für Sekundärkunststoff versus Deponierung.....	185
Abbildung 8-8:	Primärenergiebedarf (PEB) und Gutschriften bei der Deponierung sowie Vergasung und energetischer Verwertung der SLF.....	186

XIII

Abbildung 8-9:	Vergleich des Treibhauspotentials (GWP_{100}) und Gutschriften bei der Deponierung sowie stofflicher Verwertung (Vergasung, SVZ) und energetischer Verwertung (Zementwerk) der SLF.....	187
Abbildung 8-10:	Quellen der Strombereitstellung für den GaBi-Prozess „Strom-Mix Deutschland“.....	188
Abbildung 8-11:	Primärenergiebedarf für das Aluminiumrecycling bei Verwendung verschiedener Stromlieferanten und Lieferanten thermischer Energie...	190
Abbildung 8-12:	GWP_{100} aus dem Aluminiumrecycling bei Verwendung verschiedener Stromlieferanten und Lieferanten thermischer Energie.....	191

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1:	Parameter der Quotenberechnung für das Type approval.....	13
Tabelle 3-1:	Erhebungen über Einkaufspreise bei Stahlabnehmern in Industrie und Handel für das Jahr 2002 [71].....	42
Tabelle 3-2:	Gegenüberstellung von durchschnittlichen Marktwerten von Primär- (P) und Sekundärmaterial (S) der Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoff als Basis zur Berechnung eines marktpreisbasierten Allokationsfaktors (A).....	42
Tabelle 3-3:	Erhebungen über Marktwerte von Aluminiumlegierungen für das Jahr 2002, Datenquellen: Handelsblatt, Nachrichtenagentur Reuters, WVM Inland, VWD NE-Metalle, Metal Bulletin.....	43
Tabelle 3-4:	Übersicht der Erzgehalte zur Berechnung der Gutschrift der Primärressource.....	53
Tabelle 4-1:	Anlagenkenndaten für eine Shredderanlage (eigene Datenerhebung [94] und Abgleich mit [93]).....	68
Tabelle 4-2:	Materialzusammensetzung der Shredderleichtfraktion.....	79
Tabelle 4-3:	Transportentfernungen und –mittel zur Sammlung von Altfahrzeugkatalysatoren.....	102
Tabelle 4-4:	Transportparameter für die zur Wiederverwendung geeigneten Pkw.....	103
Tabelle 4-5:	Verbleib, Verwertung und Entsorgung von Altreifen in Deutschland, modifiziert nach [152].....	105
Tabelle 5-1:	Übersicht der Werkstoffzusammensetzung für die Fahrzeugvarianten.....	123
Tabelle 5-2:	Änderung der Werkstoffzusammensetzung im Vergleich Stahl- und Aluminiumvariante.....	125
Tabelle 5-3:	Änderung der Werkstoffzusammensetzung im Vergleich Stahl- und Kunststoff/ Aluminiumvariante.....	126
Tabelle 6-1:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 1.....	128
Tabelle 6-2:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 2.....	129

Tabelle 6-3:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 3.....	130
Tabelle 6-4:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 4.....	131
Tabelle 6-5:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 5, 5a und 5b.....	133
Tabelle 6-6:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 6.....	134
Tabelle 6-7:	Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 7.....	135
Tabelle 6-8:	Übersicht zu Demontageumfängen bei den drei Fahrzeugvarianten unter den in den Szenarien vorgegebenen Demontage- und SLF-Verwertungs-Randbedingungen sowie die dabei erreichten Verwertungsquoten.....	136
Tabelle 7-1:	durchschnittlicher Energieverbrauch zur Herstellung der wichtigsten Materialien sowie die jeweiligen Gutschriften.....	146
Tabelle 8-1:	Datentabelle zu Abbildung 8-1, Abbildung 8-2 und Abbildung 8-3 für die drei Fahrzeugvarianten.....	178
Tabelle 8-2:	Energieverbrauch und Gutschriften aus der stofflichen Verwertung einiger ausgewählter Kunststoffe sowie der SLF zum Vergleich.....	184
Tabelle 8-3:	Primärenergieverbrauch (PEB) und Gutschriften bei der Deponierung sowie Vergasung und energetischer Verwertung der SLF.....	186
Tabelle 8-4:	Mix der Bruttostromproduktion in ausgewählten europäischen Ländern ([26]).....	189
Tabelle 8-5:	Heizwerte für Erdgas ([26]).....	189

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

<i>AbfAblV</i>	Abfallablagerungsverordnung
<i>ABS</i>	Acryl-butadien-styrol-copolymerisate
<i>AP</i>	Acidification Potential (engl. für Versauerungspotential)
<i>APME</i>	Association of Plastics Manufacturers in Europe
<i>BImSchV</i>	Bundes-Immissions-Schutz-Verordnung
<i>BMC</i>	Bulk Moulding Compound
<i>BUWAL</i>	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
<i>CFK</i>	kohlenstofffaserverstärkter Kunststoff (C für Carbon = Kohlenstoff)
<i>CH</i>	Schweiz
<i>CSB</i>	Chemischer Sauerstoffbedarf
<i>DC</i>	DaimlerChrysler
<i>DE</i>	Deutschland
<i>DOT</i>	Department of Transport
<i>EBS</i>	Ersatzbrennstoff
<i>ELV</i>	End Of Life Vehicle
<i>EP</i>	Eutrophierungspotential
<i>ESG</i>	Einscheibensicherheitsglas
<i>FDV</i>	Festbettdruckvergaser
<i>FE</i>	Funktionelle Einheit
<i>FSV</i>	Freiwillige Selbstverpflichtung
<i>GaBi</i>	Ganzheitliche Bilanzierung
<i>GEMIS</i>	Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme
<i>GFK</i>	Glasfaserverstärkte Kunststoffe
<i>GMT</i>	Glasmattenverstärkter Thermoplast
<i>GUS</i>	Gemeinschaft Unabhängiger Staaten
<i>GWP</i>	Global Warming Potential (engl. für Treibhauspotential)
<i>IKP</i>	Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde
<i>ISO</i>	International Organisation for Standardisation
<i>IS-Ofen</i>	Imperial Smelting-Ofen
<i>IT</i>	Italien
<i>KrW-/AbfG</i>	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
<i>LME</i>	The London Metal Exchange Limited
<i>LZ</i>	Lebenszyklus
<i>M.O.N.</i>	Modifizierte organische Naturwerkstoffe
<i>NE-Metalle</i>	Nichteisen-Metalle
<i>NL</i>	Niederlande
<i>ODP</i>	Ozone Depletion Potential (engl. für Ozonabbaupotential)
<i>PA</i>	Polyamid
<i>PE</i>	Polyethylen
<i>PET</i>	Polyethylenterephthalat
<i>PGM</i>	Platingruppenmetalle
<i>PP</i>	Polypropylen
<i>PUR o. PU</i>	Polyurethan
<i>PVB</i>	Polyvinylbutyral
<i>PVC</i>	Polyvinylchlorid
<i>RWTH</i>	Rheinisch Westfälisch Technische Hochschule
<i>SETAC</i>	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
<i>SLF</i>	Shredderleichtfraktion

<i>SMC</i>	Sheet Moulding Compound
<i>SMVA</i>	Sondermüllverbrennungsanlage
<i>SNCR</i>	selective non-catalytic reduction
<i>SSF</i>	Shredderschwerfraktion
<i>SVZ</i>	Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe GmbH
<i>TA</i>	Technische Anleitung
<i>TASi</i>	Technische Anleitung Siedlungsabfall
<i>VDA</i>	Verband der Automobilindustrie
<i>VDI</i>	Verein Deutscher Ingenieure
<i>VSG</i>	Verbundsicherheitsglas
<i>z. V.</i>	zur Verwertung

1 Einleitung und Zielsetzung

Seit etwa 120 Jahren werden in Deutschland Personenkraftwagen produziert, genutzt und nach historisch unterschiedlicher Nutzungsdauer stillgelegt. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts verfügten in einer Stadt mit ca. 20.000 Einwohnern im Durchschnitt 4-10 Familien (eine Familie mit 5 Personen angenommen) über einen Pkw [1]. Gegenwärtig verfügen in Deutschland durchschnittlich 1000 Einwohner über 664 Pkw. Im Jahr 2002 lag der Pkw-Bestand bei 44,4 Mio Pkw [2]. Ca. 1,3 – 1,5 Mio Altfahrzeuge werden jährlich entsorgt [3].

Ein Bewusstsein für die Umweltproblematik gab es in der Vergangenheit so gut wie nicht. Überdies war die Entscheidung für oder gegen Recycling eher von wirtschaftlichen Aspekten geprägt. Auch wenn ökonomische Gesichtspunkte nach wie vor eine Rolle spielen beziehungsweise nur partiell von ökologischen Fragen abgekoppelt werden können, wächst aufgrund der Brisanz der Umweltproblematik im Allgemeinen sowie der Verknappung von Deponieraum und der natürlichen Ressourcen im Besonderen das Umweltbewusstsein in Gesellschaft und Politik. Dies findet seinen Ausdruck in vielen Bereichen der Gesetzgebung – sowohl auf nationaler wie auch internationaler, explizit auf europäischer Ebene. Diese Entwicklungen fanden ihren materiellen Niederschlag schließlich in der Entstehung eines neuen Wirtschaftssektors: Der Abfall- bzw. Recyclingwirtschaft. Den Beginn einer umweltverträglichen Entsorgung markiert die Produktentwicklung, da hier wesentliche, die Recyclingfähigkeit beeinflussende Produkteigenschaften festgelegt werden [4].

Die Altfahrzeugverwertung umfasst eine Vielzahl von Prozessen, wenn man sie in ihrer Gesamtheit inklusive der Verwertung der separierten Materialien und Bauteile betrachtet. Ein Instrumentarium, um die Umweltaspekte von Recycling- und Entsorgungswegen zu erfassen, bieten Ökobilanzen. Die derzeit gängige Vorgehensweise bei Pkw-Lebensweganalysen beschränkt sich jedoch in der Bilanzierung der Entsorgungs- und Verwertungsphase auf den sich der Demontage anschließenden Shredderprozess, wie z.B. in [5]. Das heißt, es bleiben alle dem Shredder nachfolgenden, „eigentlichen“ Verwertungsprozesse unberücksichtigt. Im Zuge der Beurteilung der ökologischen Auswirkungen der Prozesse der Altfahrzeugverwertung ist der Analysebedarf zwingend. Diesem gerecht zu werden, ist Ziel der vorliegenden Arbeit. Verbunden damit ist die Erfassung der für die Verwertung von Altfahrzeugen relevanten Verwertungs- und Entsorgungsprozesse und Abbildung in Form der Ökobilanz im Kontext des Gesamtfahrzeuges. Die Identifizierung der ökologischen Vorteile und Schwachstellen der Verfahren sowie Handlungsempfehlungen für die Verwertungspraxis zu geben - wie z.B. hinsichtlich oft alternativ möglicher Verwertungswege - ist ein Zweck der Analyse. Mit der Verwertung und der damit ermöglichten erneuten Verwendung von Materialien ist gegebenenfalls die Einsparung von Rohstoffen und die Vermeidung zusätzlicher Emissionen verbunden. Ob dies im Einzelfall der untersuchten Prozesse gegeben ist, soll anhand der Ergebnisse der Ökobilanz festgestellt werden.

Gegenstand der methodischen Ausführungen in dieser Arbeit ist die Frage von Allokationen im Fall von Recyclingprozessen mit dem speziellen Focus auf das Produktsystem Pkw: Im Fall des Automobilrecyclings als Beispiel für die Verwertung eines langlebigen, komplexen Produktes handelt es sich um eine produktbezogene Bilanzierung der Recyclingverfahren,

d.h. ausgehend von einer Betrachtung der spezifischen Verfahren soll eine produktabhängige Aussage für die Wahl der Verwertungswege getroffen werden. Um eine solche produktabhängige Wahl treffen zu können, dürfen die Recycling- und Entsorgungsverfahren nicht isoliert betrachtet werden, sondern sind als Bindeglied zwischen den einzelnen Lebenszyklen des Produktes zu verstehen. Damit ist gleichzeitig eine Abgrenzung zu nachfolgenden Lebenszyklen notwendig. Für die Produktbilanzen der einzelnen Lebenszyklen stellt sich dabei die Frage der Verteilung der Umwelteinflüsse der Phase der Primärmaterialherstellung sowie der Umweltlasten und der Entlastungen aus den Recycling- und Entsorgungsprozessen. Aufgabe und Ziel im methodischen Bereich der Arbeit ist daher die Analyse verschiedener vorhandener Allokationsmethoden hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit und Plausibilität generell und insbesondere auf das Produktsystem Pkw in seiner Spezifik sowie gegebenenfalls Überlegungen im Hinblick einer Neukonzeption.

2 Grundlagen und Methodik

Die Inhalte dieses Kapitels erfassen die für das Verständnis dieser Arbeit notwendigen allgemeinen Grundlagen zur Gesetzeslage (Kapitel 2.1) und eine Erläuterung der Fachtermini im Bereich Recycling (Kapitel 2.2). Des Weiteren wird in Kapitel 2.3 eine kurze Einführung in die Szenariotechnik gegeben, da die Gegenüberstellung verschiedener Szenarien Bestandteil dieser Arbeit ist. In Kapitel 2.4 wird eine Einführung in die Thematik und Fachbegriffe der in der vorliegenden Arbeit angewandten Methodik der Ökobilanzierung gegeben.

2.1 Gesetzlicher Rahmen

Den rechtlichen Rahmen des Altfahrzeugrecyclings bilden verschiedene Richtlinien, Gesetze, Verordnungen und Verwaltungsvorschriften. Hierzu zählen:

- das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) [6],
- die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) [7],
- die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) [8],
- die Altfahrzeug-Verordnung (AltfahrzeugV) [9],
- die Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union, genannt auch End-of-Life-Vehicle-Directive (ELV-Directive) [10]

und in Konsequenz daraus als deutsche Umsetzung in nationales Recht,

- das Altfahrzeug-Gesetz (AltfahrzeugG) [11].

Das KrW-/AbfG bildet die Grundlage für den Erlass weiterer gesetzlicher Bestimmungen. So unterliegt die Verwertung potentiell umweltgefährdender Bauteile und Materialien wie z.B. Elektronikschrott, Altöl, Airbags, Batterien speziellen gesetzlichen Auflagen.

In Anhang A findet sich eine Übersicht über die genannten sowie weitere gesetzliche Regelungen, die im Rahmen der Altfahrzeug- und Abfallverwertung von Relevanz sein können.

2.1.1 Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz

Mit dem 1996 in Ablösung des Abfallgesetzes (AbfG) ([12]) in Kraft getretenen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) wurde ein neuer, vorsorgeorientierter Abfallbegriff geschaffen. Es definiert den Begriff Abfall und unterscheidet dabei in „Abfälle zur Verwertung“ und „Abfälle zur Beseitigung“ (§ 3 Abs. 1 KrW-/AbfG). Dadurch sind bisherige Abgrenzungsschwierigkeiten zwischen Abfall, Reststoff und Wirtschaftsgut aus dem AbfG beseitigt.

Es stellt somit die Ausgangsbasis für Recycling und recyclinggerechte Produktentwicklung dar. Von größerer Bedeutung für den Automobilbereich sind darin folgende Grundsätze:

- die Produktverantwortung für die Produzenten ¹,
- die Schaffung einer vermeidungsorientierten Pflichtenhierarchie (§ 5 Abs. 2 KrW-/AbfG):
 - Abfallvermeidung vor
 - stofflicher und energetischer Verwertung vor
 - Beseitigung (Deponie, thermische Beseitigung) sowie
- die Gleichrangigkeit von stofflicher und energetischer Verwertung mit der Möglichkeit, den jeweiligen Vorrang per Rechtsverordnung für einzelne Abfallarten festzulegen.

Dabei kann per Rechtsverordnung konkretisiert werden, welche Produzenten für Ihre Produkte im Sinne der Kreislaufwirtschaft verantwortlich sind und auf welche Art und Weise die Produktverantwortung wahrzunehmen ist. Diese Art Rechtsverordnung liegt für Altfahrzeuge bereits durch die deutsche Altfahrzeug-Verordnung vor und wird durch die Umsetzung der europäischen Altfahrzeug-Richtlinie (ELV-Directive) in deutsches Recht, dem deutschen Altfahrzeug-Gesetz, abgelöst.

Die Produktgestaltung soll so umgesetzt werden, dass bei Herstellung und Gebrauch von Produkten Abfälle vermindert werden und nach deren Gebrauch eine umweltverträgliche Verwertung und Beseitigung sichergestellt ist. Produkte sollen daher mehrfach verwendbar, langlebig, reparaturfreundlich und schadstoffarm sein.

Bei der Herstellung von Produkten wird der Verwendung von verwertbaren Abfällen oder Sekundärrohstoffen, also Rezyklaten, der Vorrang gegeben.

Lassen sich Abfälle nicht vermeiden, sollen sie umweltverträglich verwertet werden. Stoffliche Verwertung und energetische Verwertung sind dabei gleichermaßen zulässig. Die umweltverträglichere Verwertungsart hat im Einzelfall Vorrang. Welche Verwertungsart als umweltverträglicher angesehen wird, kann von der Bundesregierung per Rechtsverordnung festgelegt werden. Der Begriff „umweltverträglich“ wurde bislang nicht weiter konkretisiert.

Dabei versteht man unter

- stofflicher Verwertung „...*die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (...) oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle (...) mit Ausnahme der unmittelbaren Energierückgewinnung...*“ [6], und unter
- energetischer Verwertung die Nutzung von Abfällen als Ersatzbrennstoff infolge ihres Energiegehaltes.

¹ §22 KrW-/AbfG: „Wer Erzeugnisse entwickelt, herstellt, be- und verarbeitet oder vertreibt, trägt zur Erfüllung der Ziele der Kreislaufwirtschaft die Produktverantwortung.“

Die energetische Verwertung ist an bestimmte Bedingungen geknüpft. Sie ist nur zulässig, wenn die Abfälle einen Heizwert von mindestens 11.000 kJ/kg aufweisen, die Feuerungsanlage einen Feuerungswirkungsgrad von 75% erzielt und die gewonnene Wärme genutzt wird. Werden diese Kriterien nicht erfüllt, zählt der Abfall als thermisch beseitigt, da der Hauptzweck der Maßnahme nicht in der Nutzung der enthaltenen Energie, sondern in der Beseitigung des Schadstoffpotentials liegt.

Ist eine Beseitigung für bestimmte Abfallarten die umweltverträglichere Alternative, entfällt der Vorrang der Verwertung vor Beseitigung. Zur Entscheidungsfindung sollten die Verfahren verglichen werden in Hinblick auf:

- Emissionen, die bei der Maßnahme zu erwarten sind,
- Schonung der natürlichen Ressourcen,
- Zuzuführende oder gewonnene Energie sowie
- ob und in welcher Höhe es zu einer Schadstoffanreicherung in den Folgeprodukten kommt.

Im Gegensatz zu sonstigen Abfällen dürfen „...*Abfälle aus nachwachsenden Rohstoffen* ...“ ohne Voraussetzung eines Mindestheizwertes „...*energetisch verwertet werden*...“ (§6 Abs.2). Dieser Punkt ist insofern für die Verwertung von Altfahrzeugen von Bedeutung, da im Altfahrzeug-Gesetz nicht geregelt ist, wie nachwachsende Rohstoffe bei der Berechnung der Verwertungsquoten zu betrachten sind.

In § 7 Satz (1) heißt es, dass durch Rechtsverordnung „...*die Einbindung oder das Verbleiben von bestimmten Abfällen in Erzeugnissen nach Art, Beschaffenheit und Inhaltsstoffen* ...“ beschränkt werden kann. Hieraus leiten sich die im Altfahrzeug-Gesetz verankerten Demontagegebote ab. Weiter wird in Satz (2) beschrieben, dass stoffliche Anforderungen an Abfälle festgelegt werden können, die in Betrieben eingesetzt werden, die der Bergaufsicht unterstehen. Hiermit ist der Bergversatz angesprochen, der, sofern er auch in Zukunft als Verwertungsverfahren anerkannt wird, eine Möglichkeit der stofflichen Verwertung für den mineralreichen Anteil der Shredderleichtfraktion darstellen könnte, nach dem Deponierungsverbot (entsprechend TASI und AbfallablagerungsV).

Ein weiterer Punkt, der auch Auswirkung auf die Marktzulassung von Kraftfahrzeugen bei der Typzertifizierung² haben könnte, ist durch § 23 gegeben, nach welchem durch Rechtsverordnung bestimmt werden kann, dass „...*bestimmte Erzeugnisse (...) nur in bestimmter Beschaffenheit* ...“ für die „...*eine ordnungsgemäße Verwertung oder Beseitigung*...“ der anfallenden Abfälle gewährleistet ist, oder aber sogar „...*überhaupt nicht in Verkehr gebracht werden dürfen, wenn bei ihrer Entsorgung die Freisetzung schädlicher Stoffe nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verhindert werden könnte*...“³. Es besteht also theo-

² vgl. hierzu Kapitel 2.1.7

³ §23 KrW-/AbfG

retisch die rechtliche Möglichkeit, die Zulassung von Kraftfahrzeugtypen zu unterbinden, wenn sie bestimmte stoffliche Vorgaben oder Materialverbote nicht befolgen.

2.1.2 Die Abfallablagerungs-Verordnung

Die vom Bundeskabinett verabschiedete "Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen" (AbfAblV) trat am 1. März 2001 in Kraft und gilt als Fortschreibung (Änderung) der TA Siedlungsabfall. Aufgrund des Charakters einer Rechtsvorschrift gehen die Regelungen der Abfallablagerungs-Verordnung den entsprechenden Regelungen der Verwaltungsvorschrift TA Siedlungsabfall vor und ersetzen diese. Dort, wo die Rechtsverordnung keine Regelungen trifft, gelten die Anforderungen der TA Siedlungsabfall fort.

Die Kriterien für die Ablagerung von Abfällen wurden als Bestandteil einer Rechtsverordnung erlassen, damit zukünftig Ausnahmen in Bezug auf die Anforderungen zur Abfallablagerung, wie sie bei der Umsetzung der TA Siedlungsabfall zum Teil gemacht wurden, nicht mehr möglich sind.

Die Deponierung von unbehandelten oder nicht ausreichend behandelten Abfällen ist mit dieser Verordnung seit 1. Juni 2005 verboten.

Geregelt werden auch die Ablagerungskriterien für thermisch und mechanisch-biologisch behandelte Abfälle. Durch die festgelegten Kriterien zur Zuordnung zu Deponien und Ablagerung ist es notwendig, dass heizwertreiche Abfallbestandteile von zu deponierenden Abfällen getrennt werden müssen. Sie können energetisch oder stofflich verwertet sowie thermisch beseitigt werden. Werden sie in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt, müssen die Vorgaben der 17. BImSchV⁴ erfüllt werden. Bei der energetischen Verwertung können weitere Aufbereitungsprozesse, gegebenenfalls auch eine Schadstoffentfrachtung (v.a. quecksilberhaltige Schadstoffe) notwendig sein, sofern die Schadstoffe nicht gezielt in einer Abgasreinigung abgeschieden werden.

2.1.3 Die TA Siedlungsabfall

Die Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz ist seit 1. Juni 1993 in Kraft und gibt unter anderem verbindliche Richtlinien für Planung, Errichtung und Betrieb von Verfahren, Technologien und Anlagen zur Entsorgung von Abfall vor.

Es soll erreicht werden, dass auf Deponien in Zukunft nur noch vorbehandelter Hausmüll bzw. hausmüllähnliche Gewerbeabfälle abgelagert werden. Im Anhang B der TA Siedlungsabfall (TASi) sind die Kriterien für eine Ablagerung festgelegt. So darf der Glühverlust von zu deponierendem Abfall nicht größer als 5% sein. Hier erlangt die TASi besondere Bedeutung für die Altfahrzeugverwertung, da nach Artikel 12.1 seit 1. Juni 2005 eine Deponierung von Kunststoffen, und somit auch von Shredderleichtfraktion, die zu einem

⁴

17. Bundes-Immissionsschutz-Verordnung

großen Teil aus Kunststoffen besteht, nicht mehr möglich ist, ohne vorherige energetische Verwertung oder thermische Behandlung (in der Regel Verbrennung). Ziele der Vorbehandlung sind die Verringerung des Gefährdungspotentials durch eine Überführung in einen inerten Zustand, Schadstoffzerstörung, -aufkonzentration, -abscheidung und nicht zuletzt eine Reduzierung des Volumens.

Außerdem werden in der TASI Kriterien festgelegt, nach denen Abfälle zu verwerten sind. Dies ist der Fall, wenn

- die technische Möglichkeit zur Verwertung besteht, zu deren Erlangung auch Aufarbeitungsmaßnahmen erforderlich sein können,
- die Verwertung zumutbar im Vergleich mit anderen Verfahren der Entsorgung ist,
- wenn ein Absatzmarkt für die gewonnenen Produkte vorhanden ist oder geschaffen werden kann, und
- sich durch die Verwertung nicht höhere Umweltbelastungen als bei anderen Entsorgungsverfahren ergeben.

2.1.4 Die Altfahrzeug-Verordnung

Bevor am 01.07.2002 die heute gültige Altfahrzeug-Verordnung (AltfahrzeugV) in Kraft getreten ist, waren vor 1997 mit der Altauto-Verordnung (AltautoV) die notwendigen rechtlichen Rahmenbedingungen für die Altautoentsorgung in Deutschland geschaffen worden. Gleichzeitig mit der AltautoV erlangte die "Freiwillige Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Altautoverwertung im Rahmen des Kreislauf-Wirtschafts-Gesetzes" (FSV) ihre Gültigkeit. Die Automobilindustrie und die beteiligten Wirtschaftszweige und Verbände (insgesamt 16 Trägerverbände) hatten diese Selbstverpflichtung am 21.02.1996 vorgelegt. Damit verpflichteten sie sich neben einer recyclinggerechten Konstruktion der Fahrzeuge zu einer umweltverträglichen Behandlung der Altfahrzeuge sowie zur Reduzierung des Aufkommens an Shredderleichtfraktion mit dem Ziel, die Deponiebeanspruchung zu reduzieren und Rohstoffressourcen zu schonen. Für diejenigen Bereiche, in denen freiwillige Lösungen zur Zielerreichung weder möglich noch sachgerecht sind, wurden in Ergänzung zu der FSV ordnungsrechtliche Regelungen durch die Altauto-Verordnung geschaffen.

In der Altauto-Verordnung wurden folgende Bereiche geregelt:

- Überlassungspflichten der Letztbesitzer an anerkannte Annahmestellen,
- Mindestanforderungen an die Behandlung und Verwertung,
- Qualifikation der Sachverständigen zur Zertifizierung von Verwertungsbetrieben,
- Änderung der StVZO (§ 27a): Verwertungsnachweis für stillgelegte Fahrzeuge und die Pflicht einer Verbleibserklärung

Die FSV und die AltautoV wurden am 01.07.2002 durch die Altfahrzeug-Verordnung abgelöst.

Die Altfahrzeug-Verordnung enthält über die Bereiche der AltautoV hinaus wesentliche Neuerungen zu Rücknahme- und Überlassungspflichten, Entsorgungspflichten mit Verwertungsquoten, zur Abfallvermeidung durch Rezyklateinsatz und Stoffverboten sowie zu Demontageinformationen. Diese werden detaillierter in Kapitel 2.1.6 zum Altfahrzeug-Gesetz erläutert.

2.1.5 Die Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union (ELV-Directive)

Vom EU-Parlament wurde im September 2000 die Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge, die „End-Of-Life-Vehicle-Directive“, verabschiedet. Durch diese Richtlinie sollen „...die verschiedenen einzelstaatlichen Maßnahmen in Bezug auf Altfahrzeuge (...) harmonisiert werden“ [10].

Die EU-Altfahrzeug-Richtlinie wurde im April 2002 in deutsches Recht umgesetzt. Das neue Gesetz sieht gegenüber den bisher geltenden Regelungen der Altauto-Verordnung wesentliche Änderungen vor. Hersteller und Importeure sind künftig zur kostenlosen Rücknahme der Altfahrzeuge verpflichtet und haben hierzu ein flächendeckendes Rücknahmesystem einzurichten. Außerdem werden verbindliche Recyclingquoten für die Jahre 2006 und 2015 festgeschrieben, wobei der Anteil der energetischen Verwertung begrenzt wird. Die Einhaltung dieser Quoten ist Voraussetzung für den Erhalt der Typzulassung für neue Fahrzeuge.

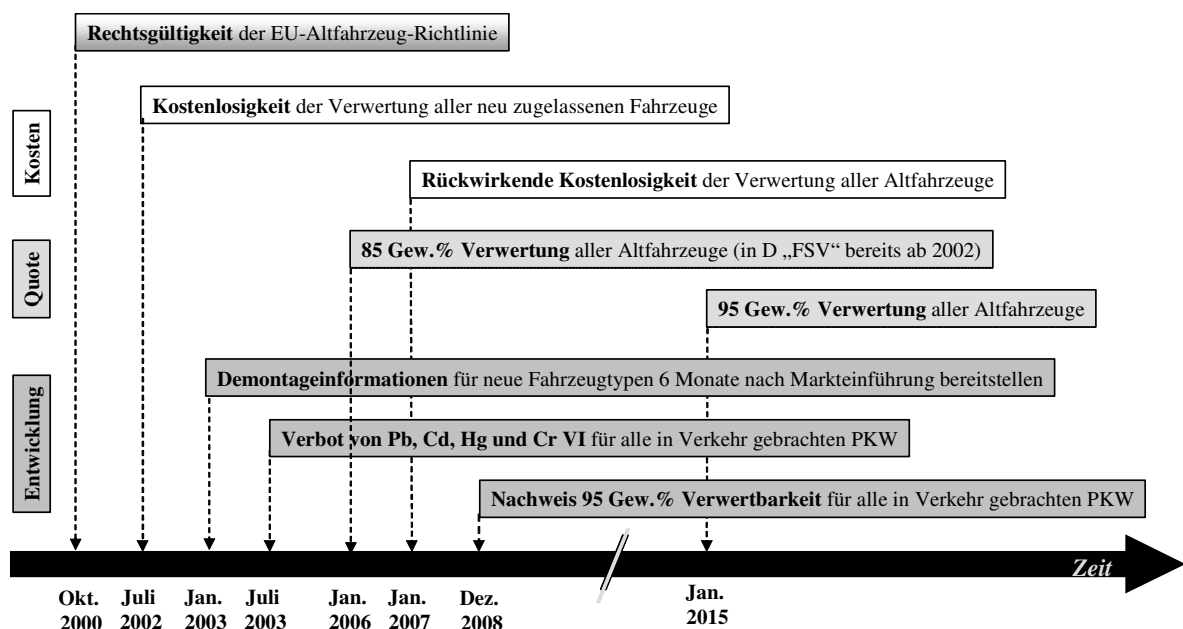


Abbildung 2-1: Zeitlicher Überblick über die Vorgaben der ELV-Directive [10], [13]

Die Tatsache, dass die EU-Altauto-Richtlinie bestehende nationale Vorschriften und Systeme unberücksichtigt lässt, muss als problematisch angesehen werden. Aufgrund mangelnder

Rechtssicherheit und der zu vermutenden unterschiedlichen Umsetzung der Richtlinie in den Mitgliedsstaaten sind künftig Wettbewerbsverzerrungen aufgrund unterschiedlicher Umweltstandards zu befürchten [14].

Eine Übersicht zur zeitlichen Umsetzung der wichtigen Vorgaben der EU-Altfahrzeug-Richtlinie gibt Abbildung 2-1.

2.1.6 Das Altfahrzeug-Gesetz

Das Altfahrzeug-Gesetz (AltfahrzeugG) entspricht der Umsetzung der EU-Altfahrzeug-Richtlinie in deutsches Recht und bildet die Rahmenbedingungen zur Anwendung der Altfahrzeug-Verordnung. Gleichzeitig gab das Altfahrzeug-Gesetz die Änderungen der Altauto-Verordnung zu deren im Juni 2002 durchgeführten Novellierung vor (vgl. Kapitel 2.1.4).

Es stellt technische Mindestanforderungen an die Behandlung, Lagerung und Verwertung von Altfahrzeugen (vgl. [11]). Ziel ist es, den Abfallstrom Altfahrzeug einem regeltem Produktkreislauf zuzuführen. Damit werden gleichzeitig die folgenden ökologischen Ziele komplex verfolgt:

- Reduktion des Abfallvolumens aus Altfahrzeugen,
- Förderung von Wiederverwendung und Wiederverwertung,
- Senkung des mit der Neuproduktion von Fahrzeugen verbundenen Verbrauchs an Primärrohstoffen,
- geringere Schädlichkeit der zu entsorgenden Abfälle von Altautos durch Verminderung bzw. Verbot der Verwendung gefährlicher Stoffe,
- Vermeidung illegaler Entsorgungen von Altautos und das
- Reduzieren bzw. Ausschließen von Umweltbelastungen infolge mangelhafter oder unsachgemäßer Demontage von Altautos.

Dazu stehen durch das Altfahrzeug-Gesetz mehrere Instrumente zur Verfügung. Diese bestehen im Wesentlichen aus folgenden Punkten:

- **Neuwagen**, die ab dem **1. Juli 2002 zugelassen** werden, müssen vom Hersteller oder Importeur **unentgeltlich zurückgenommen** werden und ordnungsgemäß entsorgt werden. Ab dem **1. Januar 2007** gilt diese Verpflichtung dann rückwirkend **für alle Fahrzeuge**, unabhängig davon, wie alt sie sind.
- Ab Januar **2006** müssen mindestens **85 Gewichtsprozent** vom Fahrzeugleergewicht **wieder verwendet und verwertet** werden. Davon darf der Anteil der **energetischen Verwertung maximal 5 Gewichtsprozent** betragen (vgl. Abbildung 2-2).
- Ab Januar **2015** muss sichergestellt werden, dass mindestens **95 Gewichtsprozent** des Fahrzeugleergewichtes **wieder verwendet und verwertet** werden, wobei davon

maximal **10 Gewichtsprozent energetisch verwertet** werden dürfen (vgl. Abbildung 2-2).

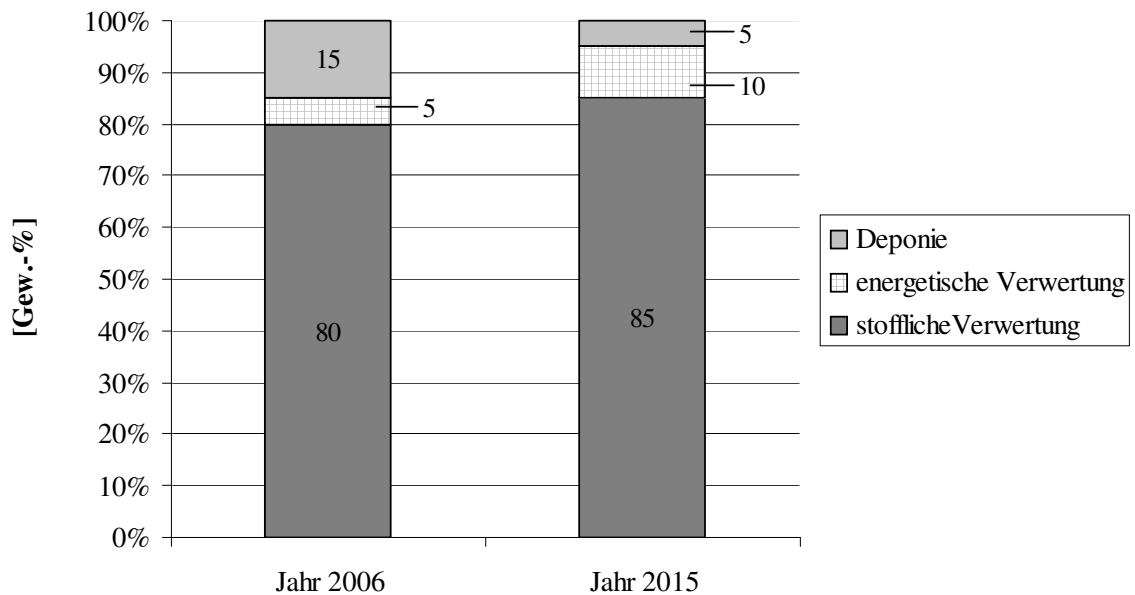


Abbildung 2-2: Verwertungsquoten gemäß ELV-Directive (Die Angabe „Gewichtsprozent“ bezieht sich auf das Durchschnittsgewicht aller zu verwertenden Altfahrzeuge.)

- Ab Dezember **2008** muss im Rahmen des **Type approvals** nachgewiesen werden können, dass die Fahrzeuge zu 95 Gewichtsprozent verwertbar sind [13].
- Seit **1. Juli 2003** ist es grundsätzlich **verboten**, Fahrzeuge und Bauteile in Verkehr zu bringen, die die **Schwermetalle Cadmium, Quecksilber, Blei und sechswertiges Chrom** enthalten.
- Die Hersteller sind verpflichtet, **Demontageinformationen** für jedes Fahrzeug bereitzustellen.
- Für die **Fahrzeugdemontage** werden **Mindestumfänge** festgelegt. Bauteile, die unter die Ausnahmeregelung des Anhang II fallen, müssen in jedem Fall bei der Altfahrzeugverwertung demontiert werden.
- An die **Fahrzeugentwicklung** wird im Sinne der Abfallvermeidung die Forderung gestellt, zu berücksichtigen, dass **Wiederverwendung und Verwertung**, vor allem stoffliche Verwertung, **leicht möglich** sind und vermehrt **Recyclingmaterialien zur Herstellung** verwendet werden können⁵.
- Auch für die **nichtmetallischen Shredderrückstände**⁶ besteht eine **Mindestverwertungsquote**. Aus der Shredderrestfraktion müssen ab dem Jahr 2006 durchschnittlich

⁵ § 8 AltfahrzeugG

⁶ Shredderleicht- und Shredderschwerfraktion

5 Gew.-% und ab 2015 15 Gew.-%⁷ einer Verwertung zugeführt werden. Verantwortlich für die Einhaltung sind die Betreiber von Shredderanlagen.

- Ab Januar **2006** sind aus Altfahrzeugen mindestens **10 Gew.-% Bauteile, Materialien und Betriebsflüssigkeiten** auszubauen bzw. zu entfernen und einer **Wiederverwendung oder stofflichen Verwertung zuzuführen**, wenn nicht nachgewiesen werden kann, dass die stoffliche Verwertungsquote auf andere Weise erfüllt werden kann⁸.

2.1.7 Berechnung der Recyclingquoten im Rahmen des Typzulassungsverfahrens (type approval)

Gemäß EU-Altfahrzeug-Richtlinie (ELV-Directive) und Altfahrzeug-Gesetz wird für Fahrzeuge, die ab dem Jahr 2008 auf den Markt kommen, zum Erhalt der Marktzulassung der Nachweis zu erbringen sein, dass die vorgeschriebene Recyclingquote⁹ im Jahr 2015 eingehalten werden kann (vgl. auch Kapitel 2.1.5 und 2.1.6). Die im Dezember 2001 erschienene ISO-Norm 22628 zum Type approval¹⁰ wurde als Grundlage für die Methodik zur Kalkulation der Recyclingquoten erarbeitet [15]. Sie räumt den Herstellern bisher einen relativ großen Spielraum bei der Zielerreichung und der Berechnung der Quoten ein, bürdet Ihnen damit aber gleichzeitig eine hohe Verantwortung auf. So werden die Werkstoffe nur grob nach sieben Kategorien eingeteilt in

- Metalle,
- Polymere,
- Elastomere,
- Glas,
- Flüssigkeiten,
- modifizierte organische Naturmaterialien („M.O.N.“), wie z.B. Leder und
- andere Materialien.

Die Recyclingrate bzw. Verwertungsrate errechnen sich nach dieser ISO-Vorschrift in vier aufeinander folgenden Schritten:

- Vorbehandlung (Trockenlegung) [P]
- Demontage [D]

7 10 Gew.-% sind einer Verwertung und 5 Gew.-% einer stofflichen Verwertung zuzuführen.

8 Metallische Bauteile und Materialien dürfen dabei nicht in Ansatz gebracht werden.

9 Im Rahmen der Typzulassung wird die Recyclingquote auf Basis der Recyclingfähigkeit berechnet.

10 gemäß EU-Altfahrzeug-Richtlinie und Altfahrzeug-Gesetz

- Metallseparation [Mm]
- Nichtmetallischer Rest zur weiteren Behandlung [Tr bzw. Te]

Zuerst werden die Gewichte der Materialien errechnet, die in der Stufe der Vorbehandlung und Trockenlegung von Betriebsflüssigkeiten anfallen und unter dem Parameter P zusammengefasst. Dabei wird von der Annahme ausgegangen, dass die Betriebsflüssigkeiten zu 100% entnommen und auch vollständig stofflich verwertet bzw. wieder verwendet werden können.

Anschließend werden die Gewichte aus der Demontage (Parameter D) ermittelt. Welche Teile als wieder verwendbar oder recycelbar betrachtet werden können, ist abhängig von der Demontagefreundlichkeit und wird nach der Erreichbarkeit, Befestigungstechnik und den eingesetzten Demontagetechnologien bewertet. Ob Teile als recycelbar gelten, wird außerdem durch ihre jeweilige Materialzusammensetzung und die eingesetzten Recyclingtechnologien bestimmt. Auch hier wird für die Berechnung vorausgesetzt, dass vollständige Wiederverwendung oder Recycling möglich sind.

Im dritten Schritt erfolgt die Aufaddierung der separierten Eisen- und Nichteisenmetalle (Parameter Mm). Sie gehen als vollständig recyclingfähig in die Berechnung ein. Voraussetzung dafür wäre jedoch, dass die Bauteile auch vollständig voneinander trennbar sind. Dies ist jedoch infolge der bei der Herstellung eingesetzten Füge- und Verbindungstechniken nicht immer realisierbar.

Letzte Stufe ist die Ermittlung der nichtmetallischen Fraktion, die in Teilfraktionen zur stofflichen (Tr) bzw. zur energetischen (Te) Verwertung gerechnet wird. Die Zurechnung zu einem der zwei Behandlungsverfahren Recycling oder energetische Verwertung erfolgt entsprechend den Angaben der Automobilhersteller.

In der folgenden Tabelle wird die Zusammensetzung der Einzelparameter für die Berechnung dargestellt.

Tabelle 2-1: Parameter der Quotenberechnung für das Type approval

Parameter	Beschreibung	Umfang/ Bemerkungen	Zurechnung zu Verwertungsverfahren
Mv	(„Mass vehicle“) Gesamtgewicht des Fahrzeuges	entsprechend ISO 1176 inklusive Schmierstoffen, Kühlmittel, Waschflüssigkeiten, Tankfüllung (mit mindestens 90% Inhalt), Ersatzrad, Feuerlöscher, Standardersatzteilen, Bremskeilen und Standard-Bordwerkzeugen	
P	(„Pretreatment“) Gewicht der Materialien, die aus der Vorbehandlung/ Trockenlegung entstehen	sämtliche Betriebsflüssigkeiten, Batterien, Ölfilter, Flüssiggastanks, Reifen, Katalysatoren	wiederverwendbar und / oder recycelbar
D	(„Dismantling“) Gewicht der Materialien aus der Demontage, die wiederverwendet oder recycelt werden können	Demontageumfang wird von den Herstellern angegeben	wiederverwendbar und / oder recycelbar
Mm	(„Metal separation“) Gewicht an Eisen- und Nichteisenmetallen aus der Metallseparierung,	ohne die metallischen Komponenten, die bereits in den Parametern P und D enthalten sind	recycelbar
Tr	Gewicht der nichtmetallischen Rückstände, die mit bewährter Technik („proven technologies“) recycelt werden können	Glas, Polymere, Elastomere, modifizierte organische Naturmaterialien (z.B. Leder), andere Materialien (wie z.B. Elektrik / Elektronik)	Glas gilt als recycelbar. Die Zurechnung der übrigen Materialien zu einem der zwei Behandlungsverfahren Recycling oder energetische Verwertung erfolgt entsprechend den Angaben der Automobilhersteller.
Te	Gewicht des nichtmetallischen Restes, der energetisch verwertet wird		

Die Recyclingquote („ R_{cyc} “) entspricht dem Gewichtsanteil an Materialien pro Fahrzeug, der wieder verwendet oder stofflich verwertet werden kann und darf 85 Gew.-% nicht unterschreiten. Die Verwertungsquote („ R_{cov} “) beinhaltet zusätzlich noch den Gewichtsanteil, der energetisch verwertet wird. Sie entspricht der Gesamtverwertungsquote und muss mindestens 95 Gew.-% betragen.

Die Berechnungsformeln lauten:

$$\text{für die Recyclingquote [Gew.\-%] :} \quad R_{\text{cyc}} = \frac{P + D + Mm + Tr}{Mv} \cdot 100 \quad (1)$$

$$\text{für die Verwertungsquote [Gew.\-%] :} \quad R_{\text{cov}} = \frac{P + D + Mm + Tr + Te}{Mv} \cdot 100 \quad (2)$$

2.2 Systematik des Recyclings

Maßgeblich für die Definitionen und Begriffe im Zusammenhang mit Recycling ist die VDI-Richtlinie 2243 [16], in der *Recycling* als „...die erneute Verwendung oder Verwertung von Produkten oder Teilen von Produkten in Form von Kreisläufen“ definiert wird. Die Begriffe zum Recycling werden drei Kategorien zugeordnet – den Recycling-Kreislaufarten, Recyclingformen und Recyclingbehandlungsprozessen (vgl. Abbildung 2-3).

- **Recycling-Kreislaufarten** werden unterteilt in
 - *Produktrecycling*, d.h. die Rückführung von gebrauchten Produkten in ein neues Gebrauchsstadium. Die Produktgestalt ändert sich dabei nicht (Beispiel: Getriebe- und Motorenaufarbeitung).
 - *Materialrecycling*, d.h. die Rückführung von Produktionsrückläufen bzw. Altstoffen in einen neuen Produktionsprozess. Das Materialrecycling ist auf die Rückgewinnung der in den Bauteilen eingesetzten Werkstoffe ausgerichtet.
- Zwischen folgenden **Recyclingformen** wird innerhalb der Kreislaufarten unterschieden:
 - *Verwendung*, d.h. die ursprüngliche Produktgestalt wird beibehalten. Je nachdem, ob das Produkt für den ursprünglichen oder einen anderen Zweck eingesetzt wird, spricht man von *Wiederverwendung*¹¹ bzw. von *Weiterverwendung*¹².
 - *Verwertung*, d.h. die Produktgestalt wird aufgelöst. Entstehen infolge eines dem bereits durchlaufenen gleichartigen Produktionsprozesses qualitativ gleichwertige Werkstoffe aus den Ausgangsstoffen, spricht man von *Wiederverwertung*¹³. Ist das Material infolge eines anderen Produktionsprozesses nicht mehr für den ursprünglichen Zweck einsetzbar, spricht man von *Weiterverwertung*¹⁴.
- **Recyclingbehandlungsprozesse:** In der Regel müssen die einem Recyclingkreislauf zugeordneten Produkte oder Stoffe vor einer erneuten Verwendung oder Verwertung

¹¹ z.B. Mehrwegflaschen, Kfz-Austauschmotor, Reifenrunderneuerung

¹² z.B. Senfglas als Trinkglas, Einkaufstüte als Müllbeutel, Altreifen als Kinderschaukel

¹³ z.B. Umschmelzen von Angüssen in Produktion, Drehspäne, Glas, Altpapier

¹⁴ z.B. Automobilschrott als Baustahl, Altkunststoffe neu polymerisiert zu Kunststoffen, Elastomere als Sportbelagzusatz, gemischte Kunststoffe als Schallschutzwand

einen Recycling-Behandlungsprozess durchlaufen. Beim Produktrecycling werden fertigungstechnische *Aufarbeitungs-* bzw. *Umarbeitungsprozesse* eingesetzt. Die Vorbereitung des Materialrecyclings erfolgt durch verfahrenstechnische *Aufbereitungsprozesse*.

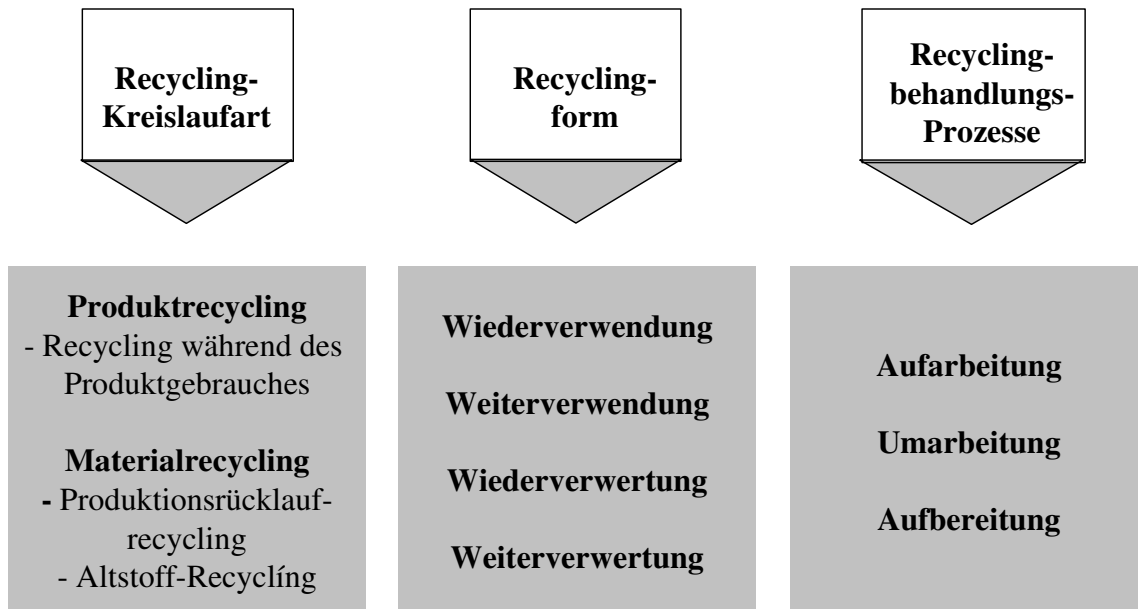


Abbildung 2-3: Recyclingbegriffe nach der VDI-Richtlinie 2243 [16]

Die Aufarbeitung¹⁵ umfasst im Wesentlichen die fünf Teilschritte Demontage¹⁶, Reinigung, Prüfen und Sortieren, Bauteilaufarbeitung sowie die Montage. Die Aufgaben, technologischen Schwerpunkte, Fertigungseinrichtungen und Besonderheiten der Aufarbeitungsschritte werden ausführlich in der VDI-Richtlinie 2243 behandelt [16].

Im Gegensatz zur Aufarbeitung ist das Zurückgewinnen der in den Produkten enthaltenen Materialien als Werkstoffe gleicher Qualität oder gegebenenfalls mit veränderten Eigenschaften das Ziel von Aufbereitungsprozessen. Dabei sind folgende Teilschritte der Aufbereitung notwendig, um die meist aus einem Konglomerat verschiedener Werkstoffe bestehenden Produkte einem möglichst hochwertigen Materialrecycling zuführen zu können:

- *Demontage*,
- *Zerkleinern/ Lösen* mittels mechanischer Verfahren (z.B. Shredder, Prall- und Hammermühlen),
- *Trennen/Sortieren* unter Ausnutzung der physikalischen Materialeigenschaften (je nach Materialverbund und -eigenschaften kommen in Variation Magnetscheider,

¹⁵ Im Gegensatz zur Instandsetzung, die lediglich auf die Bewahrung eines Sollzustandes abzielt, ist es Ziel der Aufarbeitung, das Produkt wieder auf den Neu- bzw. einen modernisierten Zustand zu bringen.

¹⁶ Die Demontage ist jeglichen Recyclingbehandlungsprozessen vorgelagert, könnte daher auch als eigenständiger vorbereitender Prozess betrachtet werden. Demontageprozesse werden in zerstörungsfreie, partiell zerstörende und zerstörende Demontageprozesse klassifiziert.

Schwimm-Sink-Anlagen und/oder Wirbelstromscheider zum Einsatz), gegebenenfalls in mehreren Iterationsschleifen,

- abschließend die *Verwertung* der erhaltenen Fraktionen in werkstofflichen, rohstofflichen oder energetischen Prozessen.

Es lassen sich zwei Kategorien von Aufbereitungsverfahren unterscheiden. Zum einen *werkstoffbezogene Standardaufbereitungsverfahren*, die weitgehend unabhängig vom Produkt zur Aufbereitung bestimmter Werkstoffkombinationen eingesetzt werden (z.B. Shredder, Schwimm-Sink-Anlagen für Metall- und NE-Metallprodukte). Zweitens *produktbezogene Aufbereitungsverfahren*, die speziell für bestimmte Bauteilarten entwickelt wurden (z.B. Kabelaufbereitung, Airbag-, Reifen- oder Batterienverwertung).

Zusammenfassend lassen sich aus den obigen Aufgliederungen drei Kategorien von Recyclingverfahren bilden [17]:

- A-Recyclingverfahren: Verfahren zum Produktrecycling
- B-Recyclingverfahren: produktbezogene Verfahren zum Materialrecycling
- C-Recyclingverfahren: werkstoffbezogene Standardverfahren zum Materialrecycling

2.3 Szenariotechnik

Die Gegenüberstellung von verschiedenen Szenarien der Altfahrzeugverwertung ist zentraler Bestandteil dieser Arbeit. Auf die Theorie der Szenariotechnik soll daher im Folgenden in gebotener Kürze eingegangen werden.

2.3.1 Einführung und Definitionen

Die ursprünglich aus der Zukunftsforschung abgeleitete Szenariotechnik ist Bestandteil des strategischen Managements von Unternehmen, um Einflussfaktoren auf ihr Geschäft, ihre möglichen Entwicklungen in der Zukunft und deren systematisches Zusammenwirken zu erfassen, um daraus strategische Ziele sowie flexible und zukunftstaugliche Strategien umzusetzen. In den 50er und 60er Jahren in den USA entwickelt, wurde sie als Prognosetechnik bei nicht linearen Verläufen und unberechenbaren Ereignissen verbreitet [18].

Überdies können mit Hilfe von Szenarien mehrere Entwicklungsmöglichkeiten berücksichtigt werden. Damit können die Imponderabilien von allgemeingültigen Prognosen auf ein Minimum beschränkt werden. In [19] wird der Begriff Szenario definiert als „... *eine allgemeinverständliche Beschreibung einer möglichen Situation in der Zukunft, die auf einem komplexen Netz von Einflussfaktoren beruht ... [sie] ... kann darüber hinaus die Darstellung einer Entwicklung enthalten, die aus der Gegenwart zu dieser Situation führt.*“

Szenarien sind lediglich denkbare Zukunftsbilder, deren Eintreten man nicht mit Bestimmtheit vorhersagen kann. Sie basieren vor allem auf Projektionen und Vorhersagen. „... *Die besten Szenarien sind nicht notwendigerweise diejenigen, die eintreffen; es sind*

diejenigen, die unsere Erwartungen schulen und uns mit tiefen Einsichten in den Wandel, der um uns herum geschieht, versorgen..." [20]. In der vorliegenden Arbeit wird neben Trendszenarien mit so genannten explorativen Szenarien („Was-wäre-wenn-Szenarien“) gearbeitet. Dieser Begriff wird angewandt, wenn man bei Erstellung der Szenarien von einem konkreten, auf Analysen basierenden Ist-Zustand ausgeht und vorwärts gewandt mehrere Entwicklungsmöglichkeiten darstellt. Sie gehen von einem festen Punkt in der Gegenwart aus und werden daher auch als „Startpunkt-gesteuerte Szenarien“ bezeichnet.

Eine plastische Vorstellung der Szenario-Methode bekommt man durch den so genannten „Szenariotrichter“ in Abbildung 2-4.

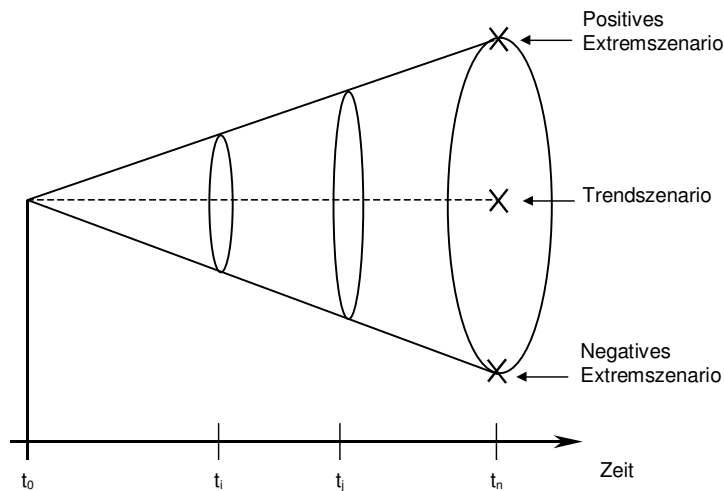


Abbildung 2-4: Szenariotrichter, nach [19]

2.3.2 Typen von Szenarien

Grundsätzlich gibt es drei Typen von Szenarien [21].

Trendszenarien stellen die Frage, wie es weitergeht, wenn alles wie bisher weiter läuft (business as usual). Sie sind vor allem als Ansatzüberlegungen von Bedeutung.

Alternativszenarien (auch „explorative Sz.“) behandeln den Aspekt von Richtungswechseln. Dadurch eröffnen sie alternative Entwicklungsmöglichkeiten.

Kontrastszenarien (auch „antizipative Sz.“) sind konkret zielorientiert.

Selbstverständlich sind in der Praxis die Übergänge zwischen den Szenariotypen oft fließend.

In der vorliegenden Arbeit wird zunächst ein Trendszenario erstellt, das als Basisszenario für alle weiteren Szenarien die heutige Situation der Altfahrzeugverwertung und ihrer Fraktionen widerspiegelt und für die Zukunft vom Erhalt des Status Quo ausgeht. Überdies wendet sie sich hernach der Untersuchung von Alternativ- und Kontrastszenarien zu.

2.4 Methodik von Ökobilanzen

Im folgenden Kapitel werden in knapper Form die methodischen Grundlagen von Ökobilanzen als Rahmenmethode dieser Arbeit dargelegt. Für detaillierte Ausführungen sei auf die Literatur verwiesen (z.B. [22], [23], [24], [25], [26], [27], [28], [29]).

2.4.1 Einführung

Den Beginn der Methodenentwicklung zur Ökobilanzierung markieren die ersten Ökobilanzen für Getränkeverpackungen in den 70er Jahren, als durch die Energiekrise die Endlichkeit der fossilen Energieressourcen offensichtlich wurde. Die in den 80er Jahren von verschiedenen Institutionen weiterentwickelten Ansätze zur Ökobilanzierung erschlossen sich vorerst jedoch nur einem kleinen Expertenkreis [28]. Erst Anfang der 90er Jahre stieg das Interesse an den Ökobilanzmethoden in der Industrie und in umweltpolitischen Institutionen. Mit der breiten Anwendung von Ökobilanzen wurden auch einheitliche, genormte Verfahren notwendig, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen und damit die Verifizierbarkeit einer Ökobilanz als Instrument zu gewährleisten.

Belegt wird die Entwicklung, Bedeutung und Anwendung des Instruments der Ökobilanz durch die internationale Normung im Rahmen der ISO 14000er Reihe [26]. Die vorliegenden Standards ISO 14040ff. bilden heute das wesentliche Referenzsystem bei der Erstellung von Ökobilanzen.

2.4.2 Begriff und Bestandteile einer Ökobilanz

Ökobilanzen werden nach ISO 14040 als „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges“ definiert [26]. Zur ökologischen Optimierung von Produkten werden Produktökobilanzen (engl. *life cycle assessment*) durchgeführt. Dabei wird das zu bewertende Produkt gemäß der Definition nach ISO entlang seines gesamten Lebensweges (engl. *from cradle to grave*) hinsichtlich seiner Umweltwirkungen durch Energie- und Stoffeinsatz bei der Bereitstellung der Rohstoffe, bei der Produktion, der Verwendung und der Entsorgung bzw. Verwertung untersucht. Für die Durchführung von Ökobilanzen wird dabei folgende Vorgehensweise in vier Teilschritten vorgeschlagen [26]:

- 1.) **Zieldefinition** mit Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen, der Bilanztiefe sowie der funktionellen Einheit
- 2.) **Sachbilanz**
- 3.) **Wirkungsabschätzung**
- 4.) **Interpretation**

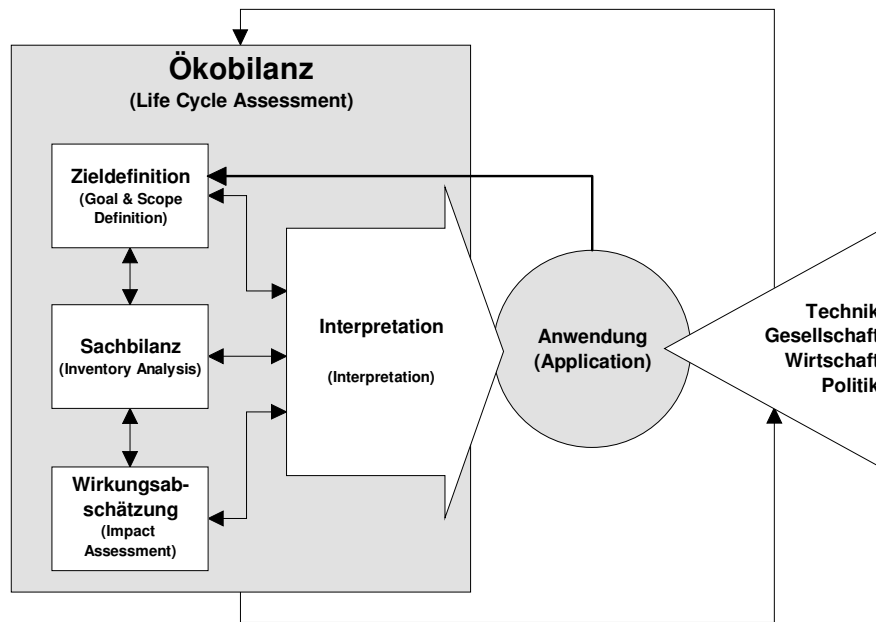


Abbildung 2-5: Umfeld und Phasen einer Ökobilanz nach ISO 14040 [30]

Zwischen den vier Phasen (vgl. Abbildung 2-5) besteht eine wechselseitige Beziehung auf zwei Ebenen. Die eine Ebene stellt eine chronologische Abhängigkeit in der oben genannten Reihenfolge der Teilschritte dar: Auf die Zieldefinition als erster Phase folgt die Sachbilanz, die wiederum als Grundlage für die Wirkungsabschätzung dient. Der gesamte Prozess wird mit der Interpretation abgeschlossen. Auf der anderen Ebene sind Ökobilanzen als iterative Methode anzusehen. Nachdem die einzelnen Phasen ein erstes Mal durchlaufen wurden, ist zu prüfen, ob gegebenenfalls die methodischen Festlegungen der Zieldefinition modifiziert werden müssen.

2.4.3 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Im ersten Schritt, der *Zieldefinition*, werden alle wesentlichen und notwendigen Merkmale der Bilanzierung festgelegt und erläutert. Der Untersuchungsgegenstand wird beschrieben und das Ziel der Analyse benannt. Daran ausgerichtet wird der *Untersuchungsrahmen* ausgewählt. Dies erfordert die Definition der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen sowie die Bestimmung der *funktionellen Einheit*, der Bezugsgröße der Bilanzierung, auf die die Stoffströme des Bilanzraumes skaliert werden. Des Weiteren werden in dieser Phase der Ökobilanz die Allokationsverfahren, die geforderte Datenqualität, die Abschneidekriterien sowie die Dokumentation der Annahmen und Einschränkungen bestimmt. Ferner werden im Rahmen der Zieldefinition die qualitativen und quantitativen Anforderungen an die Bearbeitung der weiteren Bilanzierungsschritte festgelegt, z.B. ob und gegebenenfalls welche Wirkungskategorien betrachtet werden sollen.

2.4.4 Sachbilanz

In der *Sachbilanz* erfolgt auf naturwissenschaftlich-technischer Ebene die Bestandsaufnahme aller umweltrelevanten Stoff- und Energieflüsse innerhalb der zuvor festgelegten Systemgrenzen. Bei der Erstellung der Sachbilanz ist darauf zu achten, dass die Transparenz gewährleistet ist, d.h. die Erstellung soll möglichst objektiv erfolgen und gut dokumentiert werden. Wenn auch nicht immer realisierbar, sollte auf gleichen Detaillierungsgrad der betrachteten Stoffflüsse sowie eine ausreichend durchgängige Datenbasis geachtet werden.

2.4.5 Wirkungsabschätzung

Im Rahmen der *Wirkungsabschätzung*, einem Verfahren in mehreren Teilschritten, werden die in der Sachbilanz weitgehend wertfrei erhobenen Daten hinsichtlich ihrer möglichen Folgen für die Umwelt analysiert und in spezifischen Wirkungskategorien (z.B. Treibhauseffekt, Versauerungspotential)¹⁷ bezüglich ihrer Umweltwirkungen aggregiert. Diese Zuordnung der Daten zu Wirkungskategorien erfasst den ersten Teilschritt (*Klassifizierung*) der Wirkungsabschätzung. So werden beispielsweise Kohlendioxid-Emissionen der Wirkungskategorie Treibhauseffekt zugeordnet. Einzelne Emissionen können auch zu mehreren Wirkungskategorien beitragen und sind in diesen jeweils zu berücksichtigen. Als Beispiel seien Stickoxide genannt, die sowohl zu der Kategorie Versauerung als auch zur Eutrophierung beitragen.

Als zweiter Teilschritt, der *Charakterisierung*, erfolgt die Quantifizierung ihres Beitrages mittels Gewichtungsfaktoren zur jeweiligen Kategorie. Bei der *Normalisierung* werden die Ergebnisse der Wirkungskategorien einer Ökobilanz in Bezug zur zeit- und raumbezogenen Gesamtbelastung gesetzt.

2.4.6 Interpretation

Im letzten Schritt der Ökobilanzierung, der *Interpretation*, werden die einzelnen Umwelteffekte miteinander verglichen, abgewogen und anschließend zu einem Gesamturteil zusammengefasst. Die Bilanzbewertung kann verbal-argumentativ oder anhand ein- oder mehrdimensionaler Bewertungsverfahren erfolgen. Neben diesen auf die Ökobilanz selbst gerichteten Aufgaben, soll die Interpretation auch die Schnittstelle nach außen, d.h. zur Anwendung darstellen (vgl. Abbildung 2-5). Zu diesem Zweck müssen die Aussagen der Bilanz einer Bewertung unterzogen werden, mit deren Hilfe der Handlungsbedarf abgeleitet werden kann. Abschließend erfolgt eine Priorisierung der empfohlenen Maßnahmen.

¹⁷

Eine Beschreibung der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Wirkungskategorien ist Anhang B zu entnehmen.

2.4.7 Softwarewerkzeug zur Ökobilanzierung

Zur Prozessmodellierung sowie zur Erstellung von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung wird in dieser Arbeit die Bilanzierungssoftware GaBi 4 eingesetzt¹⁸. Zentrale Bestandteile einer GaBi-Datenbank sind die unter dem Oberbegriff *Objekte* zusammengefassten *Bilanzen*, *Pläne*, *Prozesse* und *Flüsse* (vgl. Abbildung 2-6).

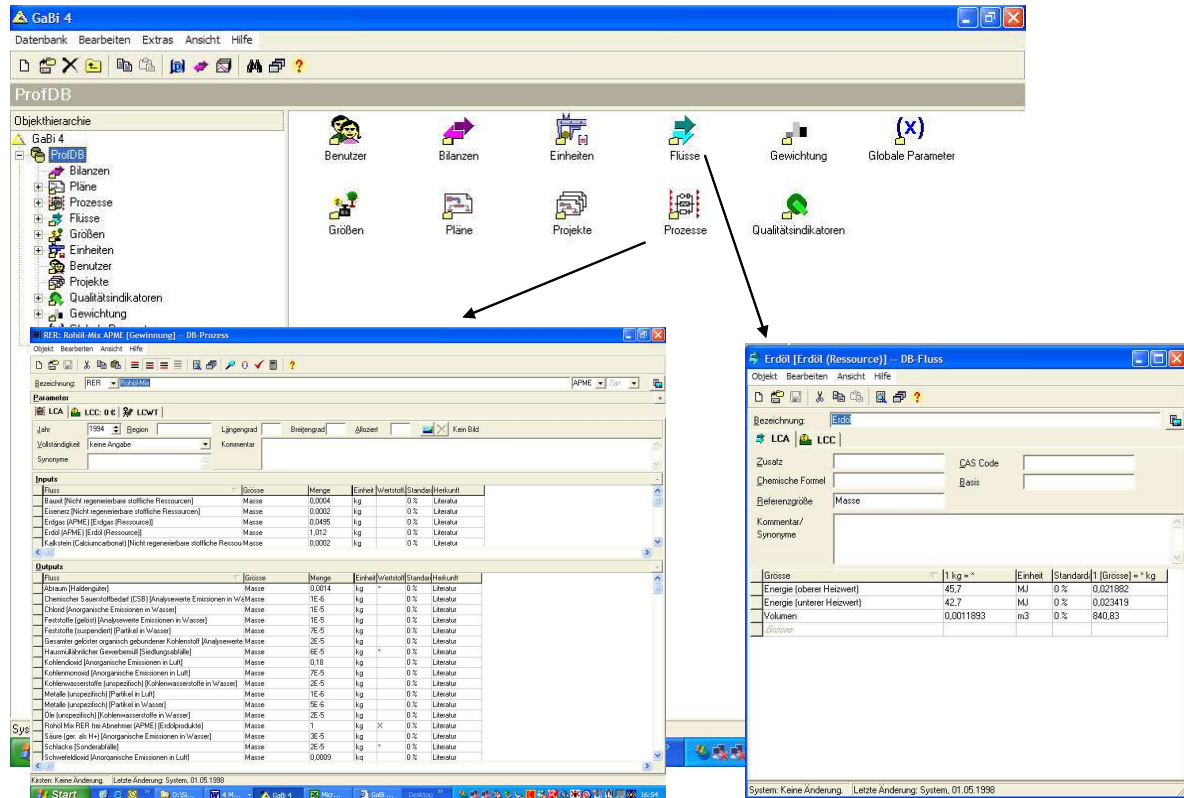


Abbildung 2-6: Datenbankstruktur Gabi 4 mit Beispielfluss und -prozess

Die Flüsse stellen die In- und Outputstoffe (Stoff- oder Energiestrom) eines Prozesses dar und stellen die Verbindung zwischen den Prozessen her. Sie werden durch Größen (auch Eigenschaften) beschrieben, denen die jeweiligen Einheiten für die Messung zugeordnet sind. Die untersuchten Systemprozesse werden auf Plänen abgebildet und verknüpft. Input- und Outputflüsse stehen dabei in einem funktionalen Zusammenhang. Es gibt zwei Möglichkeiten, die Prozesse zu modellieren:

- **Input-/ Output-Relation:** Die Abhängigkeiten der Zu- und Abströme eines Prozesses werden mit Zahlen beschrieben. Die Zahlen sind Verhältnisgrößen, die die Relation der Menge eines Materials zu den Mengen der anderen Materialien angibt.
- **Benutzerdefinierte Funktionen:** Bei nicht-linearen Prozessen wird zu jedem vom Prozess beeinflussten Materialfluss eine mathematische Funktion formuliert, die

¹⁸

Die Bilanzierungssoftware GaBi 4 wurde vom Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP) der Universität Stuttgart gemeinsam mit der PE Europe GmbH entwickelt [31].

angibt, wie der jeweilige Fluss von den anderen abhängt. Neben den Grundrechenarten können dafür elementare Funktionen und logische Ausdrücke verwendet werden.

Als Ergebnis der Bilanzierung werden in der Bilanz, d.h. der Sachbilanz, alle In- und Outputstoffe aufgelistet, die im Prozess bzw. im Lebensweg des untersuchten Produktes auftreten.

3 Allokationsmethodik

Im Folgenden wird zunächst eine Einführung in die allgemeine Thematik von Allokationen in der Ökobilanzierung gegeben. Der sich anschließende Hauptteil dieses Kapitels widmet sich dem zentralen methodischen Thema dieser Arbeit – der Problematik von Allokationen speziell im Fall von Recyclingprozessen. Es werden verschiedene Verteilungsansätze aus Fachkreisen und der Literatur vorgestellt. Diese werden jeweils unter dem Aspekt der Plausibilität sowie ihrer Anwendbarkeit generell und insbesondere auf das Produktsystem Pkw analysiert und gegenübergestellt. In Konsequenz aus den Ergebnissen dieser Analysen werden zwei neue Ansätze zur Verteilungsmethodik vorgestellt.

3.1 Allokationen - Einführung in die Problematik

Reale Produktsysteme bestehen aus Prozessen bzw. Prozessketten, in denen meist nicht nur ein einzelnes Endprodukt entsteht oder ein Inputmaterial verwertet wird, dem die Stoff- und Energieflüsse zuzuordnen wären. Bei diesen Multiinput- und Multioutputprozessen sowie bei Recyclingprozessen ist in der Ökobilanzierung eine *Allokation*¹⁹, d.h. eine Verteilung der Umweltwirkungen auf mehrere Prozesse, notwendig (vgl. Abbildung 3-1).

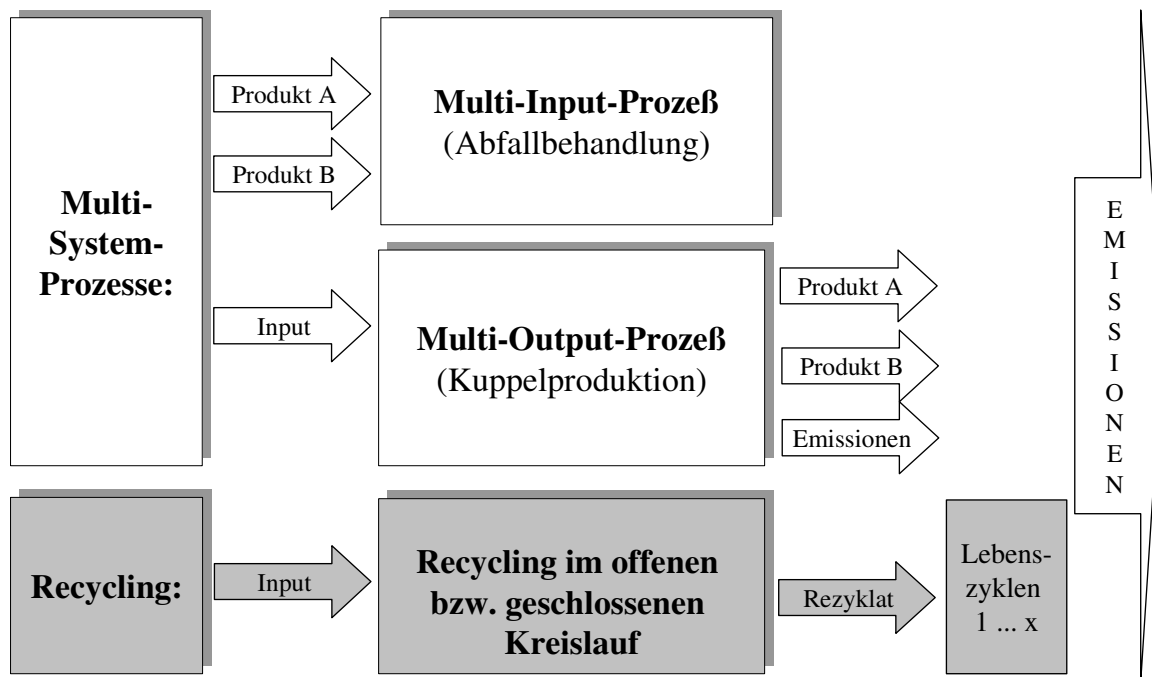


Abbildung 3-1: Allokationen in Ökobilanzen

Gemäß [26] wird eine Allokation in LCA als „Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Moduls auf das untersuchte Produktsystem“ definiert.

Fallen in einem Prozess neben dem untersuchten Hauptprodukt noch andere Produkte mit einer Wertschöpfung an (Kuppelprodukte), spricht man von einem *Multi-Output-Prozess*. Klassisches Beispiel eines Multi-Output-Prozesses ist die Chlor-Alkali-Elektrolyse, bei der sich die Frage der Verteilung der Umweltwirkungen auf die drei Produkte Chlor (Cl_2), Natronlauge (NaOH) und Wasserstoff (H_2) stellt [33]. Als weiteres Beispiel sei die Aufteilung der Stoff- und Energieströme beim Abbau und der Aufbereitung von Edelmetallen genannt, die gemeinsam mit Buntmetallen in den Lagerstätten vorkommen und im Zuge der Aufbereitungsprozesse voneinander getrennt werden müssen ([34]). Ansätze zum Umgang mit Allokationsproblemen dieser Art werden anhand von Fallbeispielen z.B. in [35], [36], [37], [38], [39], [40], [41] vorgestellt.

Im Fall von *Multi-Input-Prozessen* stellt sich das Problem, dass die Umweltwirkungen des Abfallbehandlungsprozesses, z.B. Müllverbrennung, nicht mehr eindeutig dem durch das Produkt bestimmten Abfallanteil zugeordnet werden können [42], [43], [44].

Allokationsverfahren für Recycling werden gemäß [45] in

- Allokationsverfahren im closed-loop (geschlossenem Kreislauf)²⁰ und
- Allokationsverfahren im open-loop (offenem Kreislauf)²¹ unterschieden.

Man spricht von ***Closed-loop Recycling*** in dem Fall, dass ein Sekundärmaterial- oder -produkt nach dem Recycling wieder in das gleiche Produktsystem zurückgeführt werden kann. Dies gilt für Produktsysteme im closed-loop und im open-loop, wenn sich die inhärenten Eigenschaften eines Materials durch den Recyclingprozess nicht ändern. d.h. das Material *prinzipiell* für den gleichen Zweck wieder eingesetzt werden kann (vgl. Abbildung 3-2). Die meisten Recyclingprozesse stellen jedoch ***open-loop Prozesse*** dar, in denen sich die inhärenten Eigenschaften des Materials ändern. Open-loop Recycling ist daher dadurch charakterisiert, dass Sekundärmaterialien und -produkte aus einem Produktsystem in einem anderen Produktsystem eingesetzt werden [46].

¹⁹ Allokation (engl. Verteilung, Zuteilung, Zuweisung, Kontingent) – ist ein Begriff aus der Ökonomie für die Verteilung von Kapital, Produktionsmitteln und Material [32].

²⁰ „Ein Allokationsverfahren im geschlossenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im geschlossenen Kreislauf. Es gilt auch für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen beim wiederverwerteten Material keine Veränderung der inhärenten Eigenschaften vorliegen.“ [46]

²¹ „Ein Allokationsverfahren im offenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen das Material in anderen Produktsystemen wiederverwertet wird und das Material eine Veränderung der inhärenten Eigenschaften erfährt.“ [46]

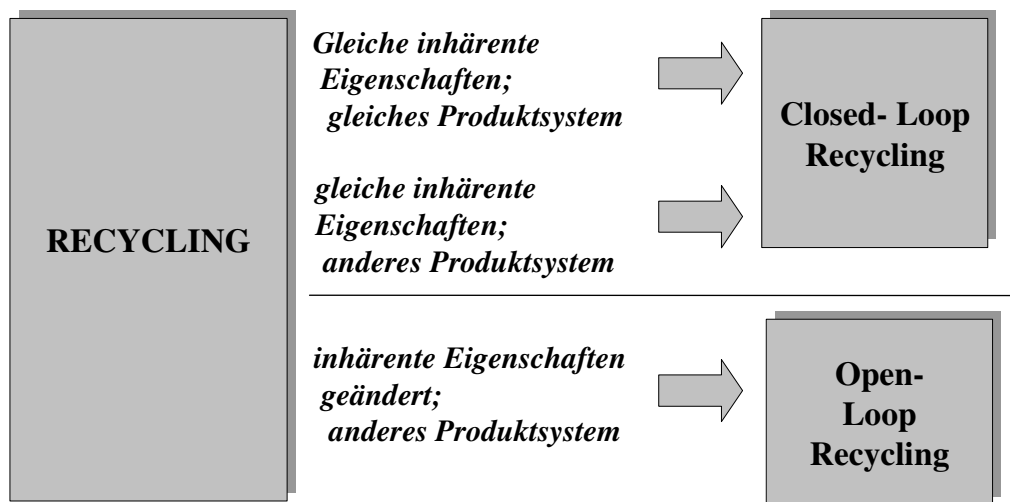


Abbildung 3-2: Definition von Open- und Closed-loop Prozessen anhand der technischen Beschreibung eines Produktsystems, verändert nach [46]

Die nach ISO vorgenommene Unterscheidung in open- und closed-loop Recycling-Situationen sowie die als closed-loop betrachteten open-loop-Situationen ist auf den ersten Blick recht eingängig. In der Realität bringt allein die Frage, wie die inhärenten Eigenschaften eines Materials definiert werden, einige Probleme mit sich: Welche Parameter beschreiben die inhärenten Eigenschaften eines Materials und sind für die gesamte Kaskade von Lebenszyklen, die ein Material durchläuft, gültig? Welche Toleranzbereiche soll man für die Parameter festlegen, innerhalb derer der Erhalt der inhärenten Eigenschaften als gegeben angesehen wird? Diskutiert werden diese Fragen z.B. in [47]. In der Praxis kommt echtes closed-loop-Recycling selten vor. Katalytische Reaktionen oder die Wiederverwendung z.B. von aufgearbeiteten Fahrzeug-Motoren können als „echtes“ closed-loop-Recycling bezeichnet werden. In [45] wird das Recycling von Ethylen im Produktionsprozess von HFC-134a als Beispiel für closed-loop genannt.

In [46] werden folgende Allokationsprinzipien für die oben genannten Multisystem- und Recyclingprozesse aufgeführt:

Für jede Allokation gilt grundsätzlich, dass die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Moduls gleich sein muss den Inputs und Outputs des Moduls vor der Allokation [46].

Da die Wahl des Allokationsverfahrens in einer Ökobilanz von entscheidender Relevanz für das Ergebnis sein kann, ist im Fall mehrerer zulässiger Verteilungsalternativen eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen. Beispiele zur Wahl des Allokationsschlüssels von Multisystemprozessen, die die fallspezifische Eignung unterschiedlicher Verteilungsschlüssel für den jeweiligen Anwendungsfall verdeutlichen, sind in [48], [49], [50] und [51] aufgeführt.

Mit anderen Produktsystemen gemeinsam benutzte Prozesse müssen gekennzeichnet werden.

Im betrachteten System muss für ähnliche In- und Outputs eine einheitliche Allokationsmethode angewendet werden.

Auf Basis dieser Grundsätze wird bei Allokationsproblemen von [46] folgendes schrittweise Vorgehen empfohlen:

In erster Linie ist zu prüfen, ob Allokationen durch Modulteilung oder Systemraumerweiterung²² zu vermeiden sind.

Ist eine Allokation nicht zu vermeiden, sollte bei der Wahl des Verteilungsschlüssels zuerst ein Kriterium auf der Basis zugrunde liegender physikalischer Beziehungen, wie z.B. der Masse, des Volumens oder des Heizwertes herangezogen werden. Kann keine dieser Beziehungen als Grundlage genutzt werden, sollte der Allokationsparameter andere Beziehungen zwischen den In- und Outputs widerspiegeln. Möglich ist dabei eine Zuordnung der Umweltwirkungen auf sozio-ökonomischer Basis [52], [53], [54].

Diese für Multi-System-Prozesse aufgestellten Allokationsprinzipien gelten ebenso für die Wiederverwendung und Recyclingprozesse unter Beachtung der in [46] speziell für diese Prozesse aufgeführten Besonderheiten. Als Grundlage für die Allokation sollten physikalische Eigenschaften, ökonomische Werte oder die Anzahl späterer Nutzungen des wiederverwerteten Materials benutzt werden.

3.2 Allokationen bei Recyclingprozessen

Bei Recyclingprozessen stellt sich, wie oben dargelegt, im Prinzip dasselbe Problem der Allokation wie bei Multi-Input- bzw. Multi-Outputprozessen. Die Aufteilung der Umweltwirkungen von Stoff- und Energieflüssen aus Lebenszyklen, in denen das Output-Material recycelt wird und als Sekundärrohstoff in einen neuen Lebenszyklus eingeht oder recyceltes Material als Inputmaterial verwendet wird, stellt also ein ganz zentrales methodisches Problem in der Ökobilanzierung dar. Diese Aufteilung unterliegt keinen festen Gesetzmäßigkeiten, sondern ist zum einen von den fallspezifischen Gegebenheiten des zu untersuchenden Produktsystems abhängig ([57]) und basiert auf unterschiedlich begründbaren bzw. mit unterschiedlicher Argumentation und differenzierter Motivation unteretzten Verteilungsmodellen. Diese können die Produktbilanz je nach Wahl der Verteilungsmethode unterschiedlich beeinflussen (vgl. z.B. [58], [59], [60]).

Das in der vorliegenden Arbeit betrachtete Produktsystem Pkw ist generell durch seine Langlebigkeit, eine hohe Komplexität und eine Vielzahl an verwendeten Materialien charakterisiert. Im Hinblick auf die Auswahl einer entsprechenden Allokationsmethode ergibt sich zwingend, dass diese konsistent auf alle verwendeten Materialien anwendbar sein muss und die gesetzten Bilanzgrenzen für alle Materialien gleich gelten. Anders ausgedrückt: Im Hinblick auf die verwendete Allokationsmethode ergibt sich das spezifische Problem der Anwendung einer Verteilungsmethode, die adäquat für jegliche vorhandenen Materialien einsetzbar ist.

²² Erörterungen zur Systemraumerweiterung finden sich in [24], [55], [56]

Die Spezifik eines Pkw stellt demzufolge hoch differenzierte Anforderungen an die Verteilungsmethode. Bei den in der Literatur vorgestellten Beispielen zur Allokation im Falle von Recyclingprozessen handelt es sich zumeist um einfache Produkte aus wenig mehr als einem Material oder einzelne Bauteile, wie z.B. PP-Stoßfänger [61], Aluminiumfensterrahmen [62], [47], PET-Flaschen [58], Aluminiumflaschendeckel [63], Altpapier [56], Aluminiummotor [64], Pkw-Bauteil aus Thermoplast [60]). Daher müssen diese Ansätze, trotz ihrer grundsätzlichen Eignung, insbesondere unter diesen Aspekten der Komplexität und Materialvielfalt des hier zu untersuchenden Produktes auf ihre Anwendbarkeit hin geprüft und gegebenenfalls modifiziert werden.

Prinzipiell sind mit der Fragestellung nach der Verteilungsmethode auch die Entscheidungen verbunden, inwieweit Materialien, die am Ende des ersten Produktlebenszyklusses recycelt und als Rohstoff in einen neuen Lebenszyklus eingehen, ein Teil der Umweltlasten aus der Primärherstellung des Materials zuzuschreiben ist. Ebenso ist die Frage relevant, wie die umweltlichen Be- und Entlastungen der Recyclingverfahren sowie der Entsorgungsprozesse auf die Lebenszyklen eines Produktes verteilt werden. Bezogen auf den vorliegenden Fall der Pkw-Verwertung kann dies folgendermaßen formuliert werden: Müssen einem Pkw, der zu einem bestimmten Anteil in Form seiner Materialien und Bauteile recycelt wird, die gesamten Umweltlasten der Herstellungs-, Recycling- und Abfallbeseitigungsprozesse zugeschrieben werden - und wenn nicht, nach welcher Verteilungsmethode wären diese Umweltlasten zu bemessen?

Diesen Überlegungen wenden sich die anschließenden Kapitelteile unter verschiedenen Ansätzen in ihrem Konzept sowie unter den das spezifische Problem Pkw betreffenden Gesichtspunkten darstellend und beurteilend zu.

3.2.1 Verteilungsmodelle zum open-loop Recycling

Mit den nachfolgend vorgestellten Verteilungsmethoden wird eine vergleichsweise große Anzahl und zugleich die am intensivsten diskutierten Arbeiten, die in den vergangenen Jahren zum Thema Allokationsmethoden veröffentlicht wurden, abgedeckt. Damit wird gleichzeitig die Bandbreite an bisher vorgeschlagenen Methoden verdeutlicht. Es würde den Rahmen der Arbeit jedoch sprengen und wäre ebenso auch wenig zweckdienlich, einen Anspruch auf Vollständigkeit zu erfüllen.

Ansatz nach ISO 14041

Die Zuordnung zu closed-loop oder open-loop Recyclingprozessen wird nach [46] danach vorgenommen, ob sich die inhärenten Eigenschaften des Materials von einem Lebenszyklus zum folgenden ändern (vgl. Kapitel 3.1). Im Falle eines closed-loop Recyclings erhalten die nach dem Recycling erhaltenen Materialien die volle Gutschrift der Primärmaterialherstellung und es werden ihnen nur die Aufwendungen aus den Recyclingprozessen und der Abfallbeseitigung angerechnet.

Im Fall des open-loop Recyclings ist nach der gleichen Vorgehensweise zu verfahren wie bei Multiinput- und Multioutputprozessen. Das heißt, in erster Linie Vermeidung der Allokation durch Aufteilung in Subprozesse bzw. Systemraumerweiterung; wenn dies nicht möglich ist, dann Nutzung der Alternative Allokation auf Basis physikalischer oder ökonomischer Beziehungen, unter Beachtung der speziellen Anforderungen für Recyclingprozesse.

Diese ISO-Vorgaben gewähren dem Anwender einen relativ großen Handlungsspielraum für mögliche Verteilungsmethoden, wie durch die Bandbreite der nun darzustellenden Ansätze gezeigt wird.

Prinzip der ersten Verantwortung

Cut-off-Ansatz (Recycled Material Content Approach)

Hierbei handelt es sich um eine traditionelle, in Ökobilanzen bei Recyclingprozessen häufig angewendete Methode, wie sie von der SETAC vorgeschlagen wurde [23], [25], [65]. Das Prinzip, wie in Abbildung 3-3 verdeutlicht, kann wie folgt beschrieben werden: Jedes Produkt sollte nur die Umweltlasten angerechnet bekommen, die direkt durch das Produkt verursacht wurden [66]. Gutschriften werden entsprechend dem Rezyklatanteil nur auf der Inputseite vergeben. Das heißt, wird ein Produkt zu 100 % aus Primärmaterial hergestellt, ist der Allokationsfaktor für recyceltes Material, das das Produktsystem verlässt, null. Die Recyclingprozesse für das Outputmaterial liegen demgemäß außerhalb der Systemgrenzen.

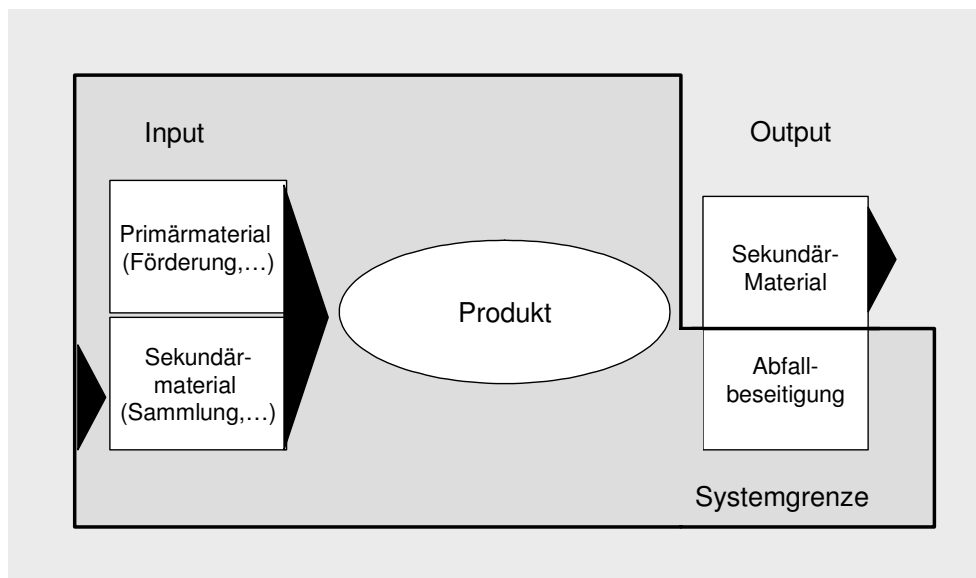


Abbildung 3-3: Prinzipdarstellung des Cut-off-Ansatzes mit den Systemgrenzen, nach [67]

In einer Variante dieses Ansatzes werden Recyclinggutschriften gemäß dem Substitutionsprinzip vergeben, wenn der closed-loop Recycling Ansatz angewendet werden kann. Bei open-loop Recycling werden wie oben keine Gutschriften vergeben bzw. nur entsprechend dem Rezyklatanteil auf der Inputseite.

Abbildung 3-4 soll das oben beschriebene Prinzip an einem Beispiel verdeutlichen. Es werden dazu die folgenden einfachen, zum Teil idealisierten Annahmen getroffen: Im ersten Lebenszyklus wird 100 % Primärmaterial zur Herstellung von 1 kg eines unspezifischen Kunststoffes eingesetzt. Es wird von drei Lebenszyklen ausgegangen, in deren Verlauf keine Materialverluste auftreten. Das Material des ersten Lebenszyklusses wird zu 100 % recycelt und als Sekundärrohstoff im zweiten Lebenszyklus eingesetzt. Ebenso wird das Sekundärmaterial des zweiten Lebenszyklusses recycelt und zu 100 % im dritten Produktsystem verwendet. Anschließend wird das Material vollständig entsorgt. Dargestellt werden die Umweltlasten am Beispiel der Kohlendioxid-Emissionen aus der Bereitstellung des Primärmaterials sowie aus den Recycling- und Entsorgungsprozessen. Die Abschnitte der Fertigung des Bauteils sowie die Nutzungsphase werden aus der Darstellung ausgeblendet, da sie immer dem jeweiligen Produktsystem angelastet werden und daher von der Verteilung nicht betroffen sind.

Die Annahmen dieses Beispiels gelten zum Zwecke der Vergleichbarkeit auch für die Beispiele in den nachfolgenden Verteilungsansätzen, sofern nicht speziell ausgewiesen ergänzende Annahmen getroffen werden müssen.

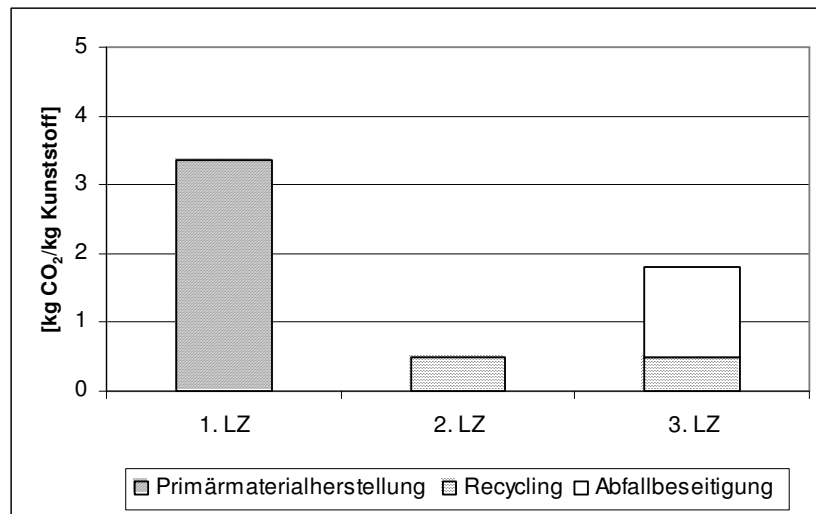


Abbildung 3-4: Verteilung der Umweltlasten nach dem Cut-off-Ansatz

Einschätzung des Cut-off-Ansatzes:

Dieser Ansatz wird dem Recycling an sich nicht gut gerecht, da nur auf der Inputseite eine Gutschrift vergeben wird. Wird oder kann also für die Herstellung eines Produktes z.B. kein Sekundärmaterial verwendet werden, hat das Produkt die volle Umweltlast der Primärmaterialproduktion zu tragen, ungeachtet der Tatsache, ob das Material recycelt werden kann (vgl. Abbildung 3-4). Aber auch dieses Recyclingmaterial lässt sich im Hinblick auf seine Existenz auf die Primärprozesse zurückführen und dies sollte Berücksichtigung finden. Die Vorteile des Ansatzes liegen in dem geringen Datenbedarf, den einfachen

Allokationsregeln sowie darin, dass die Systemgrenzen einfach zu kommunizieren sind und so gesetzt sind, dass für die Allokation keine Prozesse aufgeteilt werden müssen.

Ansatz nach Östermark [58]

Eine *verursachergerechte* Zuordnung der Umweltbelastungen bildet die Basis dieses Ansatzes. Damit erfolgt die Anrechnung im Rahmen des verantwortlichen Lebenszyklus. Der Lebenszyklus, für den das Primärmaterial bereitgestellt wird, wird demzufolge als ursächlich verantwortlich für die Primärmaterialherstellung gesehen, unabhängig davon, ob ein Material recycelt oder entsorgt wird. Basierend auf der Ansicht, dass die Abfallbeseitigung unvermeidbar aus der Herstellung eines Materials folgt, hat der erste Lebenszyklus ebenso die Umweltlasten der zukünftig prognostizierten Entsorgungsprozesse zu tragen (vgl. Abbildung 3-5). Der Recyclingprozess liegt gemäß diesem Modell außerhalb der Systemgrenzen. Mit diesem Ansatz soll ein Anreiz zur Verringerung des Verbrauches an Primärmaterial und damit zur Wiederverwendung und closed-loop-Recycling gegeben werden.

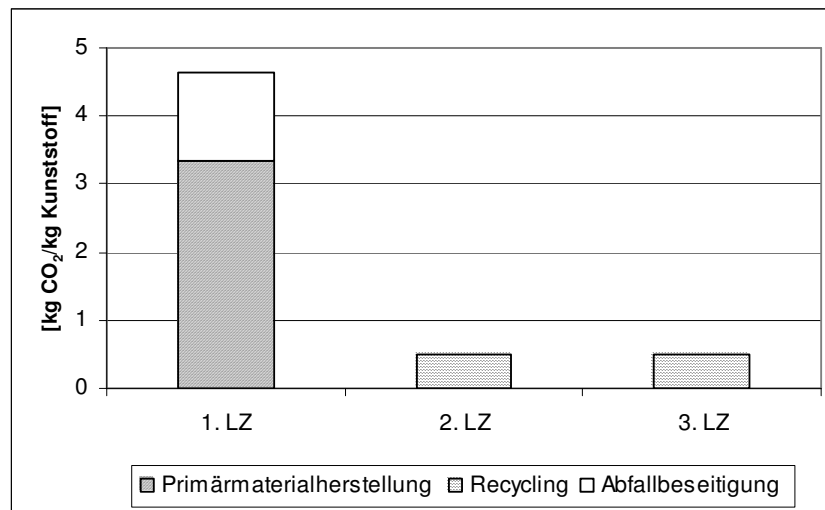


Abbildung 3-5: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Östermark [58]

Im Gegenzug wurde zum Vergleich das Prinzip, die Abfallbeseitigung als Ursache der Umweltlasten aus der Primärmaterialbereitstellung zu sehen, aus der Sicht von Östermark meines Erachtens *ad absurdum* geführt, weil damit die Bereitstellung von neuem Primärmaterial verbunden ist. Dazu führt Östermark das Argument an, dass es nur den Anreiz mit sich bringe, gebrauchte Produkte einem anderen Nutzer zum Kaskadenrecycling überlassen, um nicht der letzte Nutzer zu sein. Dem eigentlichen Ziel, den Verbrauch an Primärmaterial zu vermindern, sei damit nicht gedient und das Ergebnis sei eine steigende Akkumulation von Material in der Technosphäre. Der inneren Logik dieser Argumentation von Östermark ist nichts hinzuzufügen.

Ansatz nach Schonert & Goldhan [68], Neumann [69]

Einer ähnlichen Argumentation wie in Östermark folgt auch der Vorschlag zur Verteilung nach Schonert & Goldhan und Neumann. Das Verursacherprinzip wird auch hier zum Verteilungsprinzip erhoben, allerdings mit stärkerem Focus auf die reale zeitliche Entstehung der Umweltlasten. Demzufolge werden die ökologischen Auswirkungen der Entsorgungsprozesse proportional zum Anteil des die Technosphäre verlassenden Materials demjenigen Lebenszyklus angerechnet, in dem sie tatsächlich auftreten. Die Umweltbeeinflussungen der Recyclingprozesse werden nach der Argumentation von Schonert & Goldhan, den Lebenszyklus an der Stelle zu teilen, an dem „Sekundärrohstoffe real existieren“, bei open-loop-Recycling dem nachfolgenden, rezyklataufnehmenden Lebenszyklus angerechnet. Die Recyclingprozesse liegen demnach wie bei Östermark außerhalb der Systemgrenzen. Das Prinzip entspricht damit im Wesentlichen dem Cut-off-Ansatz (vgl. Abbildung 3-4).

Einschätzung des Prinzips der ersten Verantwortung [58], [68], [69]:

Ein Ziel der Vertreter des Verursacherprinzips besteht darin, dass der Verbrauch an Primärmaterial verringert wird, wenn das Produktsystem die gesamte Umweltlast der Primärmaterialherstellung zu tragen hat. Ob dies in der Realität aufgrund des Einflusses weiterer Entscheidungsfaktoren wie Materialeinsatzbarkeit je nach Qualität oder wirtschaftlichen Faktoren tatsächlich einen Anlass ergibt, mehr Sekundärmaterial anstelle von Primärmaterial einzusetzen, erscheint fraglich. Dies insbesondere weil es bei der Produktentwicklung nicht nur eine Rolle spielt, Sekundärmaterial einzusetzen, sondern auch, das Produkt unter dem Aspekt von zukünftigen Recyclingmöglichkeiten zu gestalten. Hat jedoch das erste Produktsystem die volle Last der Umweltbeeinflussungen aus der Primärherstellung zu tragen hat, unabhängig davon, ob ein Material recycelt wird oder nicht, kann damit der Anreiz zu einer recyclinggerechten Entwicklung der Produkte fehlen. Somit kann aus der Übertragung der vollen Verantwortung für die Primärherstellung ein fehlendes Verantwortungsbewusstsein für nachfolgende Lebenszyklen resultieren. Wenn mit der Verteilung von Umweltlasten Beeinflussungen der Produktentwicklung beabsichtigt sind, müssen auch beide Materialflussrichtungen Berücksichtigung finden (Verringerung Menge Input an Primärmaterial und Verringerung potentiellen Abfalls durch recyclinggerechte Gestaltung).

Vorteilhaft erscheint die Tatsache, dass bei dieser verursachergerechten Zuweisung von Umweltlasten direkt ersichtlich ist, welche Umweltlasten und in welchem Umfang dem Produktsystem auch tatsächlich zuzuordnen sind, es kann entsprechend auf Schwachstellen Einfluss genommen werden und sie werden nicht in die Zukunft verschoben (auf die Problematik der Projizierung von Umweltlasten in die Zukunft wird an späterer Stelle noch eingegangen).

Prinzip der Minimierung der Gesamtumweltbelastung

Ansatz nach Karlsson [70]

Hinter diesem Prinzip steht die Überlegung, demjenigen Lebenszyklus die proportional zur Masse des Materials stehenden Umweltlasten der Primärherstellung aufzuerlegen, in dem das entsprechende Material nicht recycelt, sondern beseitigt wird. Karlsson folgt dabei dem Ziel, die Gesamtumweltbelastung zu minimieren, indem auf die Beseitigung des Produktes als Abfall verzichtet und stattdessen Sekundärrohstoffe an andere Produktsysteme weitergegeben werden. In der Zuordnung der Umweltlasten aus den Recyclingprozessen folgt Karlsson den ISO-Vorgaben, gemäß derer Recycling- und Wiederverwendungsprozesse innerhalb der Systemgrenzen des Produktsystems liegen. Die Verteilung der Umweltlasten bei Anwendung des Ansatzes nach Karlsson auf das oben skizzierte Beispiel ist in Abbildung 3-6 graphisch verdeutlicht. Wie aus der Abbildung zu erkennen ist, liegt die gesamte Umweltlast der Primärmaterialherstellung bei dem letzten Lebenszyklus, in welchem gemäß des Beispiels das Material beseitigt wird.

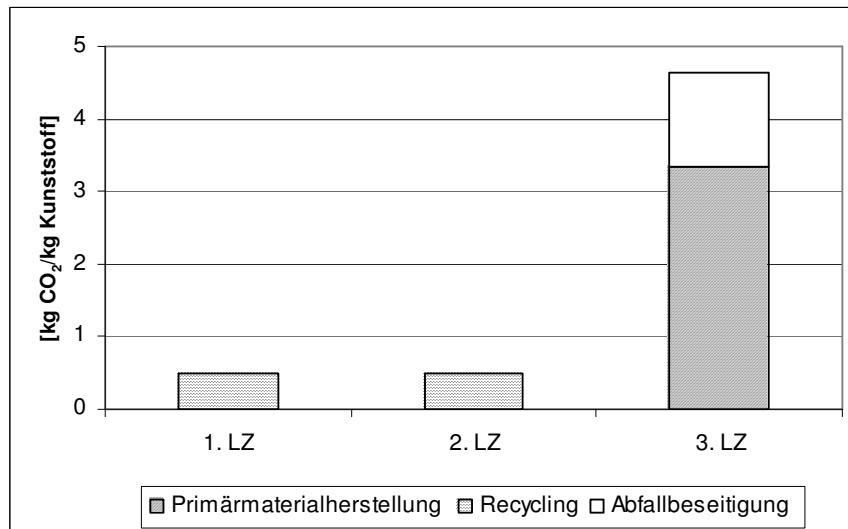


Abbildung 3-6: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Karlsson [70]

Einschätzung des Prinzips der letzten Verantwortung:

Die Intention des Prinzips der letzten Verantwortung, dass damit die Weitergabe von Material unter Werterhaltung an nachfolgende Produktsysteme gefördert wird, stellt sich ebenso wie das der ersten Verantwortung von selbst in Frage, da die undifferenzierten und einseitigen Blickrichtungen Kausalitäten und Wechselwirkungen außer Acht lassen. Auch wenn die letzte Verantwortung ad hoc dem Gerechtigkeitsgrundsatz verpflichtet scheint, da die Umweltlasten der Primärmaterialherstellung dem für die Materialbeseitigung verantwortlichen Produktsystem angelastet werden, weil dadurch neues Primärmaterial bereitgestellt werden muss, ist doch Ziel der Bereitstellung des Primärmaterials das erste Produktsystem. Würde dieses vollständig von den Umweltlasten der Primärherstellung „befreit“, würde damit der

kausale Zusammenhang zwischen der Primärmaterialherstellung und dem ersten Produktsystem als nicht existent betrachtet.

Prinzip der Gleichberechtigung

Ansatz nach Vigon [29]

Bei diesem nach den Regeln der Gleichberechtigung von Lebenszyklen aufgestellten Prinzip werden sämtliche Umweltwirkungen aus der Primärmaterialbereitstellung, den Recycling- sowie den Entsorgungsprozessen zu gleichen Anteilen über die Anzahl der real durchlaufenen Lebenszyklen verteilt (50:50 Allokation auf zwei Lebenszyklen) (vgl. Abbildung 3-7). Das heißt jedoch, dass sowohl die Anzahl der Lebenszyklen als auch die ökologischen Auswirkungen von Recycling- und der hypothetischen Entsorgungsprozesse bekannt sein müssen. Es ist daher eigens für Produkte mit kurzen Lebenszyklen anwendbar.

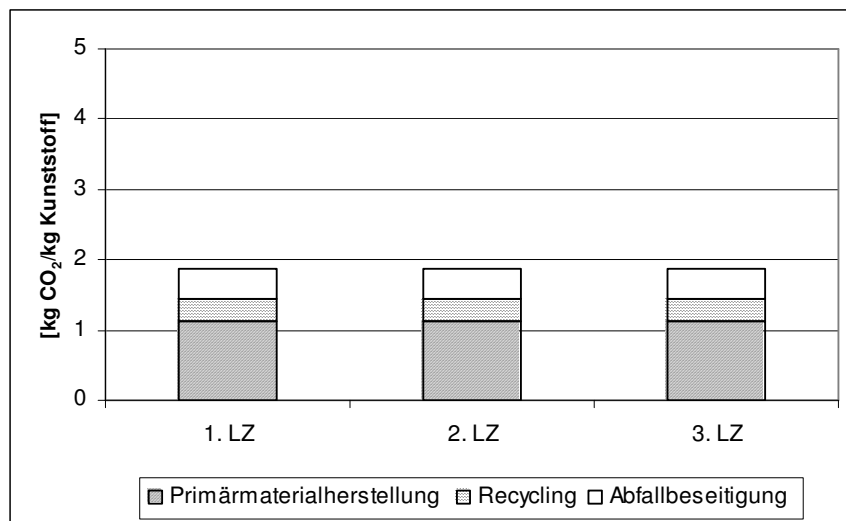


Abbildung 3-7: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Vigon [29]

Einschätzung des Ansatzes der Gleichverteilung:

Bei der von Vigon vorgeschlagenen Methode einer gleichmäßigen Verteilung auf alle Lebenszyklen haben gleichsam alle die Lasten aller zu tragen. Dies mag bei Produktsystemen wie z.B. von Getränkeflaschen, bei denen immer gleichartige und kurze Zyklen durchlaufen werden, akzeptabel sein, wirkt aber bei komplexeren Produktsystemen eher verschleiern in Bezug auf die in den Lebenszyklen real auftretenden Umweltlasten. Obwohl diese Methode durchaus für kurze Lebenszyklen geeignet ist, ist sie für das Produkt Pkw mit einer „durchschnittlichen Lebenserwartung“ von zehn Jahren nicht praktikabel. Auch die notwendige Voraussetzung, das Wissen um die Anzahl der durchlaufenen Lebenszyklen, macht eine Anwendung auf das „Untersuchungsobjekt“ Pkw nicht möglich. Hier wären die Annahmen für die Materialien zu ungenau.

Kaskadenmodell

Ansatz nach Bohnacker [60]

Der Begriff Kaskade bezeichnet bei diesem Modell nicht eine Kaskade im Sinne von Qualitätsverlust des Materials, wie z.B. in [59], sondern wird als Charakteristikum der Verteilung der Umweltbelastungen zwischen den betrachteten Produktsystemen verwendet. Der Verteilungsschlüssel ist mit 2 angesetzt. Damit berücksichtigt er den Produktnutzen. Überdies wird dieser Schlüssel durch die Überlegung gerechtfertigt, dass die jeweils anzurechnenden Umweltbelastungen, ausgehend von der Primärherstellung, stufenweise in jedem folgenden Lebenszyklus geringer werden. Hierbei wird eine Gleichheit der Lebenszyklen im Hinblick auf den Produktnutzen vorausgesetzt (der Verteilungsschlüssel von 2 wird durch die Gleichheit von erstem und zweitem Lebenszyklus gerechtfertigt, wenn der Nutzen des Produktes 1 dem des Produktes 2 entspricht). Es werden immer die beiden aufeinander folgenden Lebenszyklen miteinander verrechnet. Das heißt, bei zwei Lebenszyklen tragen der erste und der zweite Lebenszyklus jeweils die Hälfte der Belastungen aus der Primärmaterialherstellung, wird das Produkt ein drittes Mal verwendet, tragen der zweite und der dritte Lebenszyklus je ein Viertel dieser Belastungen usw.

Die Umweltlasten aus den Recyclingprozessen und der Abfallbeseitigung werden dem jeweils verantwortlichen Lebenszyklus angerechnet, liegen also innerhalb der Systemgrenzen des jeweils betrachteten Produktsystems.

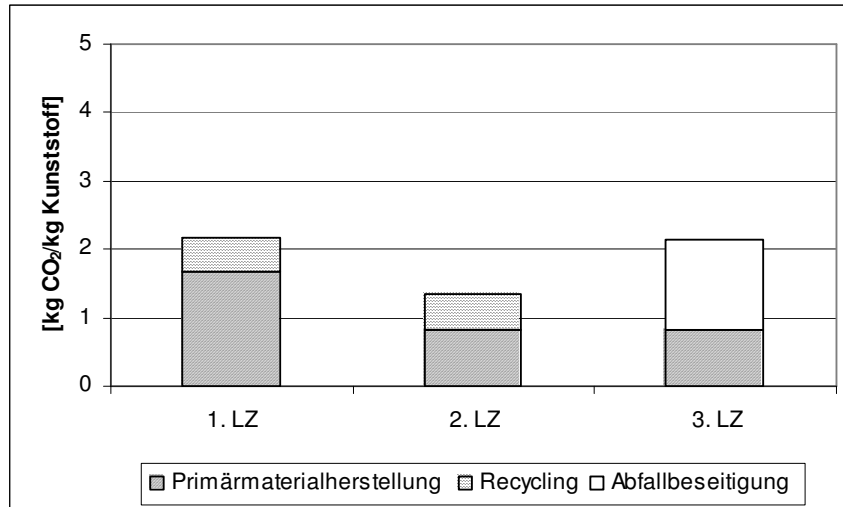


Abbildung 3-8: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Bohnacker [60]

Die Umsetzung des Ansatzes nach Bohnacker an dem oben benannten Beispiel wird in Abbildung 3-8 veranschaulicht. Die ersten beiden Lebenszyklen haben jeweils die Umweltlasten der Recyclingprozesse zu tragen sowie den nach dem Verteilungsschlüssel ermittelten Anteil an der Primärmaterialherstellung. Der dritte und in diesem Beispiel letzte Lebenszyklus trägt Verantwortung für die Lasten der Abfallbeseitigung sowie den mit dem zweiten Lebenszyklus direkt verrechneten Anteil der Primärmaterialbereitstellung.

Einschätzung des Kaskadenansatzes:

Im Gegensatz zum Gleichverteilungsansatz sind die Vorteile bei dem Kaskadenansatz nach Bohnacker darin zu sehen, dass die Verteilung immer nur die zwei benachbarten Lebenszyklen betrifft, nur für diese die entsprechenden Prozessinformationen notwendig sind und alle weiteren Lebenszyklen davon unberührt bleiben. Der zu 2 gesetzte Verteilungsschlüssel wird insbesondere mit dem Aspekt des Produktnutzens begründet, der von einer Nutzengleichheit von Produkt 1 und 2 und damit einer Gleichheit zwischen erstem und zweitem Lebenszyklus ausgeht. Prinzipiell hat der erste Lebenszyklus die Hälfte der Umweltlasten der Primärherstellung zu tragen, vorausgesetzt, es existiert ein weiterer Lebenszyklus, in den das Material eingeht. Der Ansatz liegt damit quasi als „qualifizierter 50:50-Ansatz“ zwischen den extremen Verteilungsansätzen, die entweder dem ersten oder dem letzten Lebenszyklus die volle Umweltlast der Primärherstellung anrechnen und den Ansätzen, die material- und/ oder marktspezifische Faktoren einbeziehen. Die Begründung des Verteilungsschlüssels beruht wiederum auf reinen Konventionen.

Materialqualitätsbasiertes Verteilungsprinzip (Prinzip der Einbeziehung von Qualitätsverlusten)*Ansatz nach Kim et al. [59], Lindeijer [71]*

Die von Kim et al. [59] vorgeschlagene Allokationsmethodik für open-loop Recyclingprozesse basiert auf der Berücksichtigung der Qualität des verwendeten Recyclingmaterials, die sich in der Regel innerhalb der Lebenszyklen vermindert und somit nicht mit den gleichen Eigenschaften wie Primärmaterial wieder eingesetzt werden kann. Die Änderungen der inhärenten Eigenschaften werden nach Kim et al. berücksichtigt, indem die Umweltlasten der Primärmaterialbereitstellung sowie der Abfallverwertung entsprechend dem Grad der Materialdegradation zu dem Referenzlebenszyklus alloziiert werden. Die Umweltlasten aus dem Recyclingprozess werden nach der 50:50 Regel auf die beiden angrenzenden Lebenszyklen verteilt. Nimmt man z.B. ein Sekundärmaterial mit 60 % der Originalqualität an, so hat dieser zweite Lebenszyklus 60 % der Umweltlasten der Primärmaterialproduktion zu tragen. Wird also nach dem Recyclingprozess die gleiche Qualität wie die des Primärmaterials erreicht, so entspricht dies dem closed-loop-Fall und die Umweltlasten aus der Primärmaterialbereitstellung werden dem ersten Lebenszyklus komplett „abgenommen“.

Aus Abbildung 3-9 wird die Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Kim et al. [59] ersichtlich, wie sie auf der Basis des oben beschriebenen Beispiels (100 % Primärmaterial im ersten Lebenszyklus, drei Lebenszyklen, keine Materialverluste, 100 % Recycling des Materials von ersten bis dritten Lebenszyklus, vollständige Entsorgung nach dem dritten Lebenszyklus) unter der zusätzlichen Annahme von Qualitätsminderungen vorgenommen wird: Aufgrund von Qualitätsminderung besitzt das Sekundärmaterial im zweiten Lebenszyklus noch 60 % der Qualität des Primärmaterials und das Sekundärmaterial im dritten Lebenszyklus hat nur noch eine Qualität von 30 % des Materials aus dem zweiten Lebenszyklus.

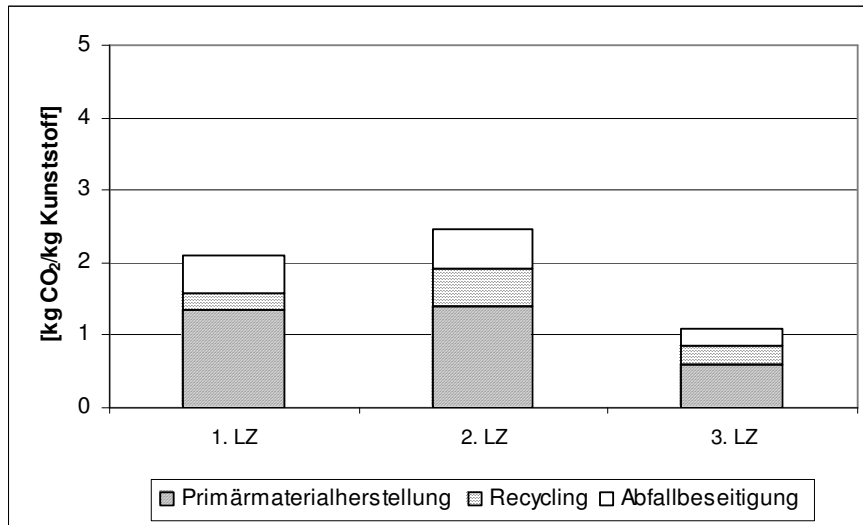


Abbildung 3-9: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Kim et al. [59]

Auch nach Lindeijer [71] ist die Einbeziehung von Qualitätsverlusten in die Verteilungsmethode bei Recyclingprozessen unerlässlich. Es werden Zuordnungsregeln auf der Basis der Einbeziehung von Qualitätsverlusten und deren Ursachen aufgestellt. Insbesondere bei Kunststoffen kann die Anwendung von physikalischen Charakteristika problematisch sein, da hier für verschiedene Anwendungen häufig verschiedene physikalische Eigenschaften wichtig sind. Aufgrund der Schwierigkeiten, den Qualitätsverlust für ein spezifisches Produkt zu definieren, macht Lindeijer im Sinne einer pragmatischen Lösung den Vorschlag, für jedes Material eine geringe Anzahl von Qualitätsgraden für das Sekundärmaterial grob zu definieren. So kann beispielsweise der Qualitätsverlust des Materials M über vier Lebenszyklen für das Sekundärmaterial mit 40, 30, 25 % der Qualität des Primärmaterials ausgedrückt werden.

Einschätzung des materialqualitätsbasierten Ansatzes:

Das Prinzip, in die Verteilung der Umweltlasten die Materialqualität und deren Minderung im Verlaufe der Lebenszyklen in Form eines Qualitätsindikators einzubeziehen, stellt die Arbeit von Kim et al. [59] überzeugend dar. Es gibt dabei jedoch keinen konkreten Vorschlag, wie und mit welchen Materialeigenschaften/ Kriterien diese Materialqualität wiedergegeben werden kann. Genau das ist dann ein Problem und es stellt sich damit die prinzipielle Frage, ob es überhaupt möglich ist, derartige Qualitätsindikatoren zu bestimmen und konsistent anzuwenden (siehe dazu die weiteren Ansätze). Lindeijer [71] schlägt vor, für jedes Material eine geringe Anzahl von Qualitätsgraden für das potentielle Sekundärmaterial zu definieren. Diese Möglichkeit impliziert den Nachteil, dass sie nicht auf objektiven/ messbaren Faktoren beruht und damit einen zu großen Handlungs- /Diskussionsspielraum lässt. Die jeweilige Suche nach einem Agreement für jedes einzelne Material erscheint zum einen aufwändig und umständlich und befördert zum anderen gegebenenfalls langwierige brisante

Auseinandersetzungen. Es scheint deshalb opportun zu fragen, ob einem auf reinen Konventionen beruhenden Ansatz nicht der Vorzug zu geben wäre.

Marktpreisbasiertes Verteilungsprinzip

Ansatz nach Werner [62] und Buxmann [72]

Das von Werner [62] und Buxmann [72] vorgeschlagene ökonomische Allokationsverfahren für open-loop Recyclingprozesse, die so genannte *value corrected substitution method*, beruht auf der Annahme, dass Marktpreise die Qualität eines Materials in einem techno-ökonomischen System widerspiegeln und damit eine qualitative Beschreibung der Degradierung eines Materials erlauben.

Mathematisch werden die Umweltlasten der Inputs gemäß ihres Marktpreises im Verhältnis zum Primärmaterial (relativer Preis =1) gewichtet. Dem Recyclingmaterial wird eine Gutschrift in Übereinstimmung mit der verbleibenden nutzbaren Qualität des Outputmaterials gegeben, indem das Verhältnis des Marktpreises des Rezyklates zum Marktpreis des Primärmaterials bestimmt und als Allokationsfaktor genutzt wird. Der Recyclingprozess liegt bei diesem Ansatz innerhalb der Systemgrenzen des betrachteten Produktsystems.

Abbildung 3-10 verdeutlicht den Einfluss der nach dem Marktpreisverhältnis Sekundär- zu Primärmaterial bestimmten Verteilungsregel. In diesem Beispiel werden die zusätzlichen Annahmen getroffen, dass das Verhältnis des Preises des Sekundärmaterials zum Primärmaterial im zweiten Lebenszyklus 0,6 beträgt und das Verhältnis des Preises des Sekundärmaterials im dritten Lebenszyklus zum Material aus dem zweiten Lebenszyklus 0,3 beträgt.

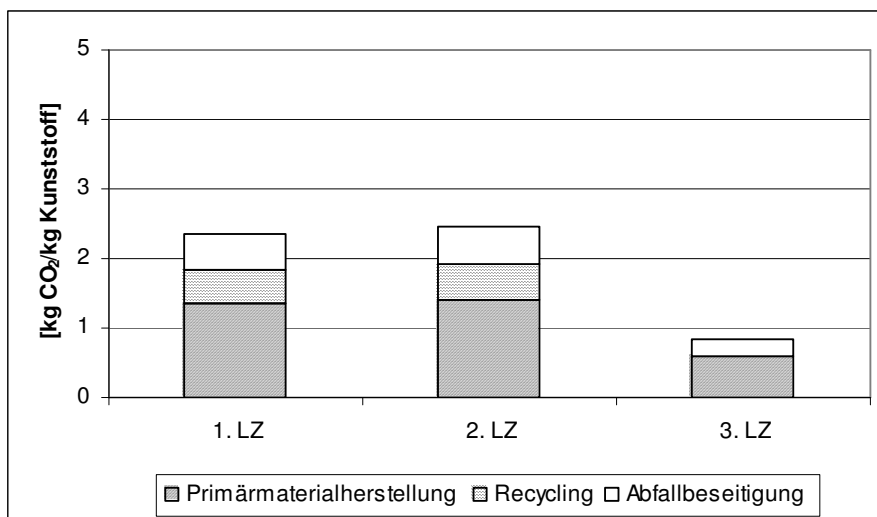


Abbildung 3-10: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Werner [62] und Buxmann [72]

Ansatz nach Eberle [73]

Eberle stellt im Vorhinein einen Ansatz zur Berücksichtigung der Materialqualität vor, in dem die Qualitätsverluste des Ausgangswerkstoffes über die Aufkonzentration verschiedener Legierungselemente im Sekundärwerkstoff beim Durchlaufen verschiedener Lebenszyklen erfasst werden. Die Beschreibung dieses Ansatzes führt Eberle wiederum zu einem marktpreisbasierten Ansatz.

Das Modell zur Beschreibung der Qualitätsverluste wird am Beispiel der Aluminiumblechverwertung erstellt, die mit der Vermischung und damit der Auflegierung bzw. Verunreinigung von Aluminium-Knetlegierungen mit anderen Al-Legierungen verbunden ist. Zur Beschreibung der verbleibenden Qualität des Sekundärmaterials wird ein von [74] zur Beschreibung der technischen Qualität eines Werkstoffes entwickelter Qualitätsindikator für Aluminium-Knetlegierungen auf die höheren Grenzkonzentrationen von Al-Gusslegierungen angepasst. Die Erfassung der einzelnen Legierungs- als auch deren zugehöriger Grenzkonzentrationen stellt sich jedoch als Problem dar. Ebenso problematisch erscheint die Schlussfolgerung, dass die Berücksichtigung des Qualitätsverlustes von den realen Gegebenheiten am Aluminiummarkt abhängig ist. Eberle kommt dabei zu dem Schluss, dass im vorliegenden Fall die Verbindung der qualitativen Eigenschaften des Werkstoffes mit dessen quantitativer Verfügbarkeit durch den Marktpreis abgebildet wird und sieht den Marktpreis als den geeignetsten Verteilungsschlüssel bei der ökologischen Bewertung von Sekundärrohstoffen im open-loop Recycling. Für die Aufteilung der Umweltlasten wird demnach das Verhältnis des Preises des Sekundärmaterials zum Preis des Primärmaterials bestimmt (vgl. Abbildung 3-10).

Ansatz nach Guinee [64]

Anhand zweier hypothetischer Fälle von open-loop Recycling wird am Beispiel Aluminium in der Arbeit von Guinee die Anwendung eines ökonomischen Allokationsprinzips dargestellt. Für die Verteilung der Umweltlasten werden die Prozesse der betrachteten Lebenszyklen unter dem Gesichtspunkt des ökonomischen Wertes des Recyclingmaterials oder –bauteils betrachtet. Ändert sich zum Beispiel infolge des Sammlungs- und Demontageprozesses der negative Marktwert des Aluminiums eines genutzten Bauteils zu einem positiven Marktwert, handelt es sich hierbei um einen Recyclingprozess, der einen Umkehrpunkt für den Marktwert des genutzten Bauteils und des Aluminiums darstellt. Daher erfolgt in diesem Prozess die Aufteilung der Umweltlasten auf die beiden direkt beteiligten Lebenszyklen. Der entsprechende Allokationsfaktor berechnet sich aus dem Verhältnis des Marktwertes des Inputflusses mit dem negativen Marktwert (genutztes Bauteil) zum positiven Marktwert des Outputflusses (Aluminiumschrott). Ein negativer Marktwert ist gleichbedeutend mit einem Abfallfluss und wird dem direkt verantwortlichen Lebenszyklus angelastet. Die Prozesse der Primärmaterialherstellung werden bei dieser Methode voll dem ersten Lebenszyklus angelastet. In Abbildung 3-11 ist anhand eines fiktiven Beispiels das Prinzip des Ansatzes graphisch veranschaulicht.

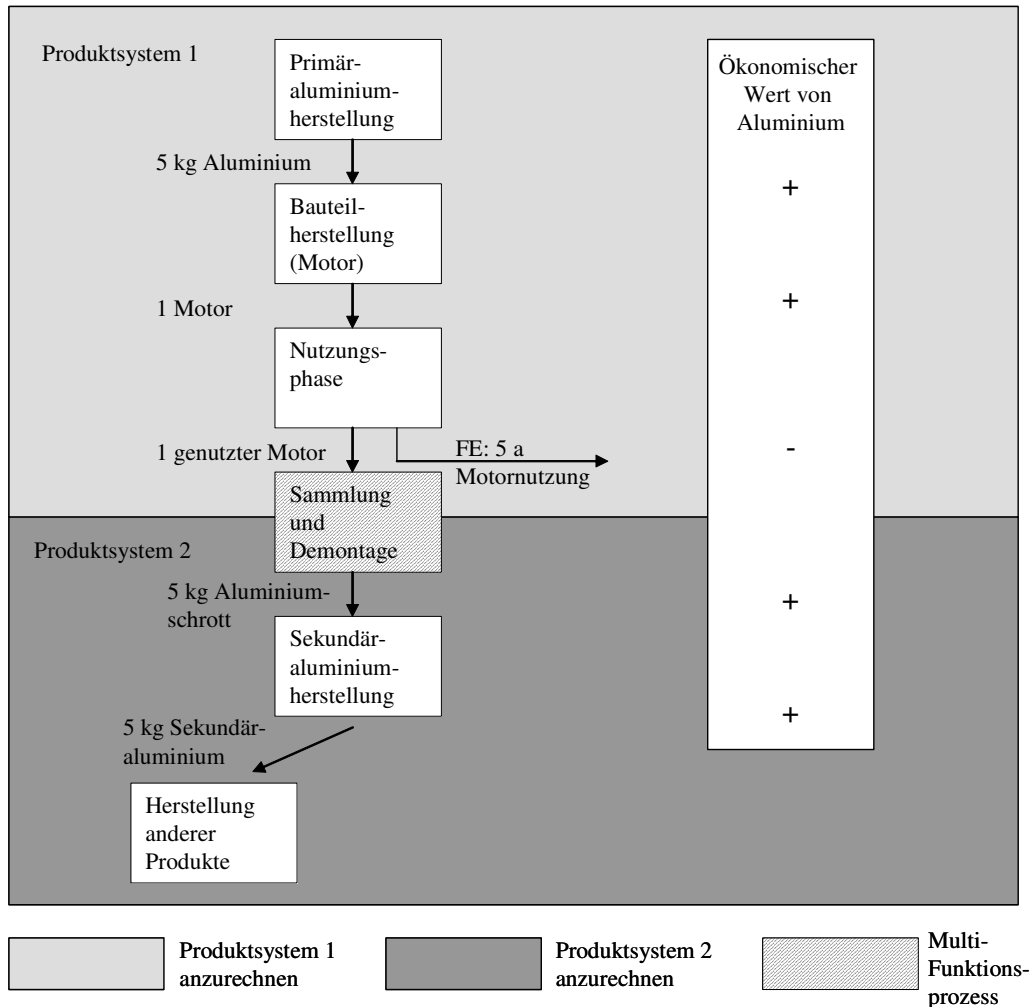


Abbildung 3-11: Prinzipdarstellung des Ansatzes nach Guinee [64], hypothetisches Beispiel für open-loop Recycling, verändert nach [64], (FE = Funktionelle Einheit)

In dem in Abbildung 3-12 dargestellten Beispiel werden die zusätzlichen Annahmen getroffen, dass das Verhältnis des Preises des Sekundärmaterials zum Primärmaterial im zweiten Lebenszyklus 0,6 beträgt und das Verhältnis des Preises des Sekundärmaterials im dritten Lebenszyklus zum Material aus dem zweiten Lebenszyklus 0,3 beträgt. Es wird angenommen, dass die Änderung des Marktwertes vom negativen zu einem positiven Wert mit dem Recyclingprozess verbunden ist und daher dieser Prozess auf die beteiligten Produktsysteme alloziiert wird. Wie aus Abbildung 3-12 deutlich wird, liegt gemäß dem Ansatz nach Guinee in dem für diese Darstellung angenommenen Beispiel die gesamte Umweltlast der Primärmaterialherstellung bei dem ersten Lebenszyklus.

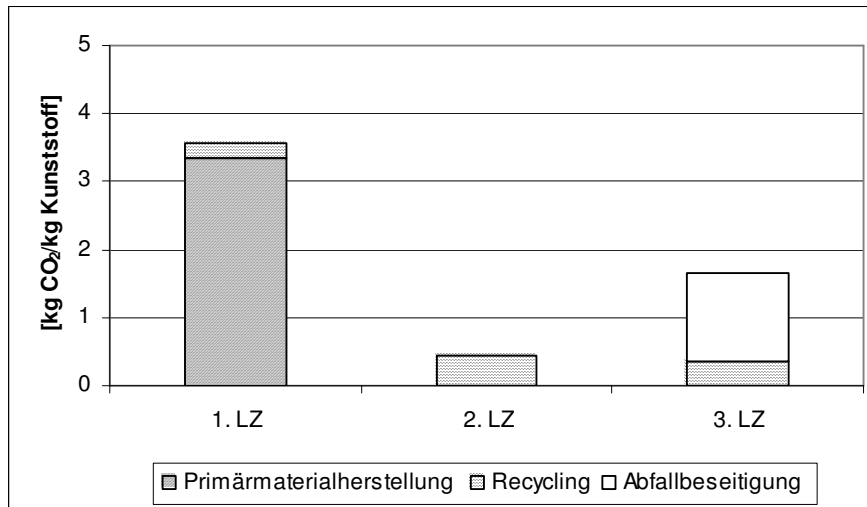


Abbildung 3-12: Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Guinee [64]

Einschätzung der marktpreisbasierten Ansätze:

Neben den häufig genannten Problemen der Variabilität der Marktpreise und mit unabhängigen konkurrierenden Märkten ([53], [29]) ergeben sich weitere Schwierigkeiten dadurch, dass die Preise oft politisch determinierte Preise sind und deshalb nicht oder nur schlecht verfügbar sind. Dies trifft insbesondere bei Kunststoffen zu. In dem hier vorliegenden Fall eines komplexen Produktes aus ca. 100 Materialien gestaltet sich die Situation insofern schwierig, als dass zur Anwendung des Marktpreisansatzes selbstverständlich für die verschiedenen Materialien Marktpreise der gleichen Verarbeitungsstufe verwendet werden müssten. Das heißt, besteht die Bilanzgrenze nach dem Einschmelzen der Materialien, müssen im Fall einer wertkorrigierten Allokation die Marktpreise für die Materialien auf der gleichen Verarbeitungsstufe angesetzt werden. Dies ist jedoch nicht immer möglich. Exemplarisch seien dafür in Abbildung 3-13 die mengenmäßig überwiegend im Pkw verarbeiteten Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoff mit ihren entsprechenden Primär- und Sekundärprozessen gegenübergestellt.

Während Aluminium auf der Wertstufe des an der LME²³ gehandelten Hütten-Aluminiums gehandelt wird, müsste, um in den Verarbeitungsstufen Konsistenz zu wahren, bei Stahl der Preis von Rohstahl verwendet werden. Dies ist jedoch nicht der Fall, denn Stahl wird nicht auf der gleichen Wertstufe, d.h. als Rohstahl, gehandelt, sondern nur als fertiges Produkt.

Der im Automobilbereich häufig eingesetzte PP-Kunststoff dagegen wird überwiegend als Granulat gehandelt.

²³

The London Metal Exchange Limited

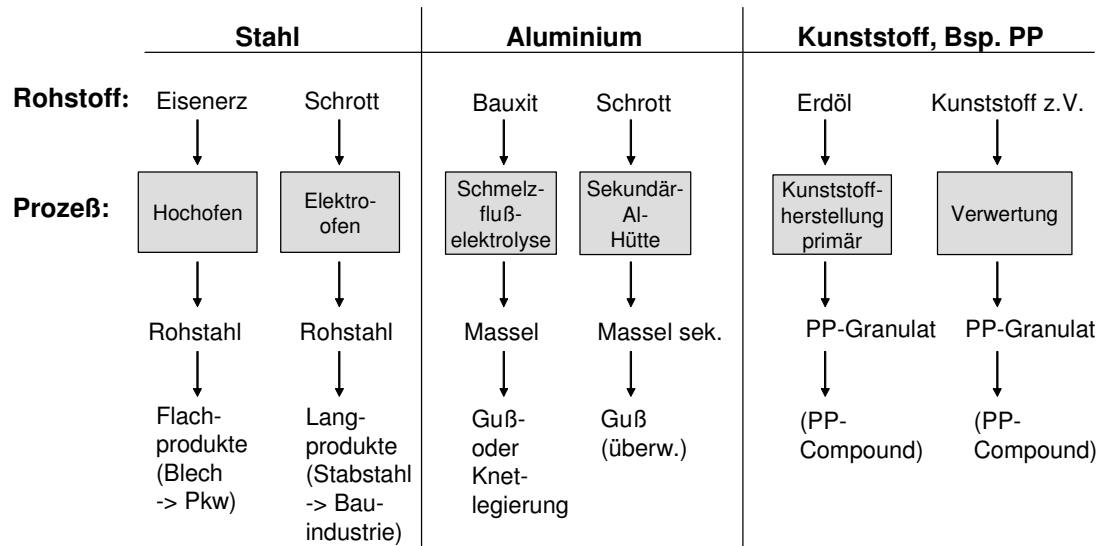


Abbildung 3-13: Vereinfachte Darstellung der Primär- und Sekundärprozesse von Stahl, Aluminium und Kunststoff (PP) zur Verdeutlichung der Problematik der Bilanzgrenzen im Hinblick auf vergleichbare Marktpreise

In Tabelle 3-1 sind exemplarisch einige Einkaufspreise für Stahlprodukte aufgeführt. Eine Notierung von Stahl an der London Metal Exchange wurde im Jahr 2003 mit der Begründung abgelehnt, dass Aluminium an der LME als Hüttenaluminium gehandelt wird, also ein Vorprodukt. Dies entspräche in der Stahlbranche dem Handel mit Roheisen. Für die bedeutenden Produktkategorien der Stahlindustrie, Brammen und Coils, sei nach Ansicht der Wirtschaftsvereinigung Stahl (WV Stahl) ein Handel nicht sinnvoll [75]. In Tabelle 3-2 sind für die Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoffe (am Beispiel Polypropylen, PP) durchschnittliche Marktwerte für Primär- und Sekundärmaterial auf der jeweiligen Handelsebene gegenübergestellt. Dies zeigt, dass eine auf Basis solcher Werte basierende Allokation der Umweltlasten zum einen nicht konsistent ist hinsichtlich gleicher Verarbeitungsstufen der verschiedenen Materialien. Des Weiteren muss die Rechtfertigung einer nahezu vollen Gutschrift für die Materialien Aluminium und Kunststoffe gegenüber einem Faktor von ca. 0,3 für die Gutschrift für Stahl hinterfragt werden.

Im Gegensatz zu Kunststoffen, die nachweislich von einem Produktlebenszyklus zum nächsten an Qualitätsminderung durch mechanische, thermische oder auch chemische Beanspruchungen leiden, ist dies beim Stahl nicht der Fall. Es werden lediglich auf den verschiedenen Stahlherstellungsrouten verschiedene Produkte (Flach- und Langprodukte) erzeugt, was sich entsprechend auf den Marktpreis auswirkt. Prinzipiell ist Stahl im Unterschied zu Kunststoffen unbegrenzt recycelbar.

Tabelle 3-1: Erhebungen über Einkaufspreise bei Stahlabnehmern in Industrie und Handel für das Jahr 2002 [76]

Material (Stahl)	Ø des Jahres 2002 [EUR/t]
elektrolytisch verzinkte Feibleche max.	374,2
elektrolytisch verzinkte Feibleche min.	361,3
Feiblech max.	364,2
Feiblech min.	349,2
Stabstahl Güte ST33 max.	130,7
Stabstahl Güte ST33 min.	116,1
Warmbreitband max.	277,1
Warmbreitband min.	265,8

Tabelle 3-2: Gegenüberstellung von durchschnittlichen Marktwerten von Primär- (P) und Sekundärmaterial (S) der Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoff als Basis zur Berechnung eines marktpreisbasierten Allokationsfaktors (A).

Material	Ø Marktwert Primärmaterial (P)	Ø Marktwert Sekundärmaterial (S)	Allokationsfaktor A = S/P
Stahl	350 EURO/t (Blech)	120 EURO/t (Preis Stabstahl)	0,34
Aluminium	1400 EURO/t (Hüttenmassel)	1200 EURO/t (Umschmelzmassel, ca. 10 % unter Hütten- metallpreis)*	0,90
Kunststoff (PP)	1500 EURO/t (PP-Granulat)**	1200 EURO/t (Granulat)**	0,80

* - Gemäß der LME-Preise für Primär- und Sekundäraluminiummasseln wird als Preisverhältnis 0,9 angegeben [62].

** - Insbesondere bei den Kunststoffen sind die Schwankungsbreiten der Marktwerte sehr hoch. Sie sind daher nur als grobe Abschätzung anzusehen.

In Tabelle 3-3 sind für Primär- und Sekundäraluminium durchschnittliche Marktwerte belegt.

Tabelle 3-3: Erhebungen über Marktwerte von Aluminiumlegierungen für das Jahr 2002, Datenquellen: Handelsblatt, Nachrichtenagentur Reuters, WVM Inland, VWD NE-Metalle, Metal Bulletin.

<i>Material (Aluminium)</i>	Ø des Jahres 2002 [EUR/t]
Al-Gußlegierung 225 G-Al Si 6 Cu 4	1771
Al-Gußlegierung 233 G-Al Si 10 Mg (Cu)	1951
Aluminium Alloy LME (Sekundär)	1323

Theoretisch wäre auch denkbar, sich für die Berechnung eines Allokationsfaktors am Handelspreis des Schrottes bzw. der jeweiligen entsprechenden Stufe bei anderen Materialien zu orientieren. Damit würde jedoch eine Verschiebung der Bilanzgrenzen vorgenommen, bei der der eigentliche Recyclingprozess nicht mehr zum untersuchten Produktsystem gehört, was für die Verteilung bereits ausgeschlossen wurde (siehe oben).

Diesen Argumenten folgend, erscheint der Marktwert der Materialien als Ansatz für eine konsistente Verteilung bei Produktsystemen aus mehreren Materialien nur bedingt geeignet.

Heizwertbasierter Ansatz

Ansatz nach Mauch [77]

Der Ansatz von Mauch basiert auf der energetischen Bewertung der Sekundärmaterialien. Die Bewertung der Stoffrückführung, das heißt des Recyclings von Materialien und Bauteilen, wird anhand des in den Materialien enthaltenen Heizwertes vorgenommen. Dem ersten Lebenszyklus wird demzufolge eine Gutschrift in Höhe des im Sekundärmaterial verbleibenden Heizwertes gegeben. Diese Aufwendungen werden an den rezyklataufnehmenden Lebenszyklus übergeben bzw. bis zum letzten Lebenszyklus weitergegeben, der damit mit den Heizwertaufwendungen belastet wird. Somit überträgt man die Umweltlasten der Recyclingprozesse dem nachfolgenden Lebenszyklus. Diese Prozesse liegen demnach außerhalb der Systemgrenzen des betrachteten Produktsystems.

Für das oben gewählte Beispiel mit den ergänzenden Annahmen für die Herstellungsenergie und den Heizwert des Kunststoffes²⁴ ergibt sich nach dem Ansatz von Mauch entsprechend dem verbleibenden Heizwert der Materialien eine Gutschrift von 40 % für den ersten Lebenszyklus, die bis zum dritten bzw. letzten Lebenszyklus weitergegeben wird (vgl. Abbildung 3-14).

²⁴

In diesem Beispiel impliziert werden die zusätzlichen Annahmen getroffen, dass die Herstellungsenergie für das Primärmaterial 100 MJ/kg und der Heizwert des Kunststoffes 40 MJ/kg beträgt.

Dem dazwischen liegenden Lebenszyklus werden lediglich die Aufwendungen aus den Recyclingprozessen angelastet.

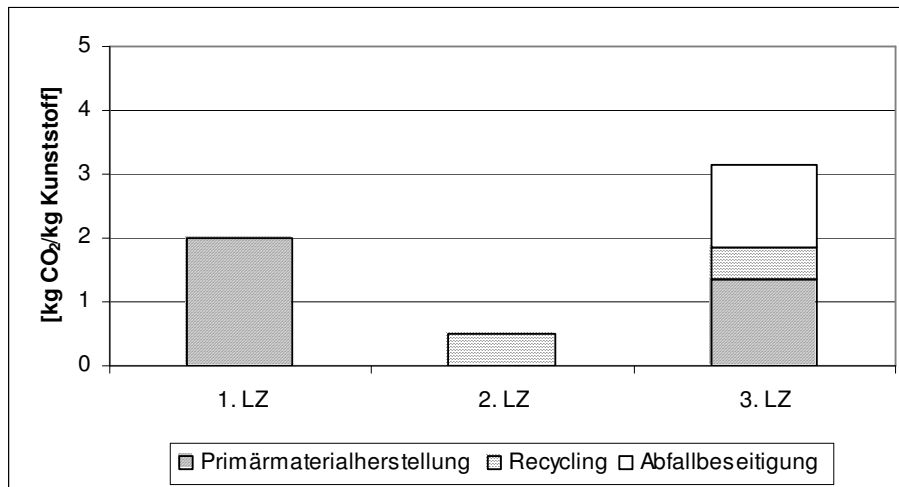


Abbildung 3-14: : Verteilung der Umweltlasten nach dem Ansatz von Mauch [77]

Einschätzung des Ansatzes nach Mauch:

Mit diesem Ansatz wird eine Verteilung auf der Basis von Materialeigenschaften vorgenommen, bei der die Widersprüche in der Behandlung der verschiedenen Materialien besonders deutlich zu Tage treten. Insbesondere bei einem Vergleich zwischen Metallen und Kunststoffen fällt auf, dass hier eine subjektive Bevorteilung der Kunststoffe erfolgt. Infolge des auf den energetischen Primärherstellungsaufwand bezogenen höheren Anteils des Heizwertes von Kunststoffen gegenüber dem relativ geringen Heizwert von Metallen können Kunststoffe einen größeren Anteil der Herstellungsenergie aus dem ersten Lebenszyklus weitergeben.

Nimmt man z.B. einen durchschnittlichen Heizwert für Kunststoffe von 40 MJ/kg an [78], [79], bei einem Primärenergieaufwand zur Herstellung von ca. 100 MJ/kg [31], so ergibt sich eine Gutschrift für den ersten Lebenszyklus von 40 %. Stellt man als Beispiel Aluminium dagegen mit einem durchschnittlichen Primärenergieaufwand zur Herstellung von ca. 225 MJ/kg [31] und einem Heizwert von 30 MJ/kg [77], kann lediglich eine Gutschrift von 13 % gegeben werden. Diese Verteilung wird der Realität in Anbetracht des viel höheren Qualitätserhaltes von Aluminium (wie auch Stahl, Kupfer und sonstige Metalle!) gegenüber Kunststoffen in keiner Weise gerecht.

Für die Verwendung des Heizwertes als Bewertungsbasis fehlt daher jeglicher Bezug, da damit keine Qualitätsminderungen, die ein Bewertungskriterium darstellen würden, abgebildet werden.

Eine generelle Einschätzung zur Anwendung physikalischer Materialeigenschaften trifft [56] mit der Aussage, dass eine Allokation auf physikalischen Kausalitäten für open-loop-Recycling nicht anwendbar ist, weil die Kausalbeziehungen zwischen den Funktionen und den Umweltlasten der Primärmaterialproduktion und Abfallbeseitigung ökonomisch sind und nicht physikalisch.

3.2.2 Zusammenfassung der Verteilungsmodelle

Bei den oben vorgestellten Verteilungsmodellen handelt es sich zum einen um Ansätze, die auf reinen Konventionen beruhen ([58], [68], [69], [70], [29], [60]) und zum anderen um Ansätze, die material- oder marktbasierte Faktoren berücksichtigen ([59], [71], [62], [72], [73], [64], [77]). Ein allein auf Konventionen basierendes Modell ist in der Vermittlung und Anwendung meist relativ unkompliziert, lässt jedoch die Einflüsse von Materialeigenschaften oder Marktmechanismen außer Acht. Dagegen basieren die Allokationsregeln bei der zweiten Gruppe von Ansätzen auf materialspezifisch ermittelten Faktoren wie dem Marktpreis, Legierungszusammensetzungen [73], dem Heizwert [77] oder auch möglichen anderen Materialeigenschaften. Das vermittelt den Eindruck von höherer Exaktheit in der Verteilung der Umweltlasten bei den verschiedenen Materialien. Ob diese Genauigkeit im Einzelnen tatsächlich dem entspricht bzw. die materialspezifischen Charakteristika damit wiedergegeben werden, ist an dieser Stelle nicht relevant. Vielmehr steht die prinzipielle Anwendbarkeit der Ansätze und im Besonderen auf das Produktsystem Pkw mit seinen spezifischen Problemen der Komplexität und der Materialvielfalt im Vordergrund, was bereits in die Einschätzungen der Ansätze integriert wurde.

Nunmehr folgt ein Fazit der Analysen sowie die folgerichtig begründete Entscheidung für eine allgemein und im speziellen auf das Produkt Pkw anzuwendende Verteilungsmethode.

Zur Gegenüberstellung der vorgestellten Verteilungsmethoden ist in den Abbildungen 3-15, 3-16 und 3-17 die Verteilung der Umweltlasten jeweils auf die drei Lebenszyklen zusammengefasst, erstellt aus den Abbildungen 3-4 bis 3-14. Das zugrunde liegende Beispiel entspricht dem wie in diesen Abbildungen.

Die deutlichsten Gegensätze in der Zuordnung der Umweltlasten zeigen sich im ersten und im letzten Lebenszyklus zwischen den Ansätzen von Östermark und Karlsson. Das beruht auf den konträren Anschauungen bezüglich des Verantwortungsprinzips für die Umweltlasten aus der Primärmaterialherstellung und der Abfallbeseitigung beruht. Eine quasi zweite Gruppe bilden die Ansätze nach Schonert & Goldhahn, der cut-off-Ansatz sowie der Ansatz nach Guinee, nach denen wie bei Östermark der erste Lebenszyklus die Lasten der Primärherstellung vollständig angelastet bekommt, ohne jedoch die Beeinflussungen aus der prognostizierten Abfallbeseitigung. Alle übrigen Ansätze, deren Basis eine – auf Konventionen oder materialspezifisch begründete – Aufteilung der Umweltlasten der Primärherstellung zwischen den Produktsystemen ist, liegen im Ergebnis ihrer Verteilung „nahe beieinander“ ([29], [60], [59], [62], [72], [77]).

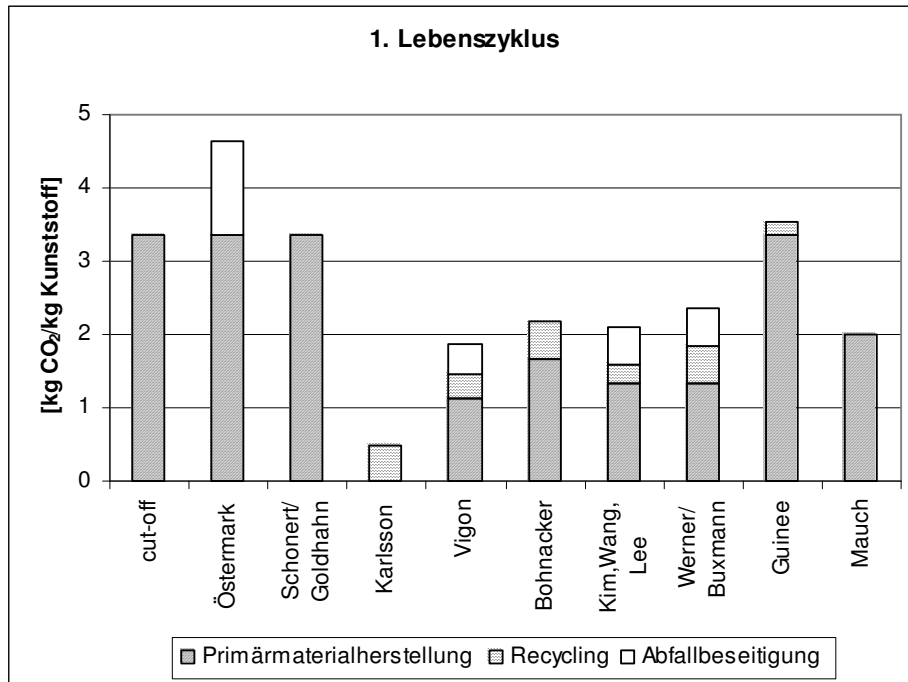


Abbildung 3-15: Vergleich der Verteilung der Umweltlasten auf den ersten Lebenszyklus nach den oben vorgestellten Verteilungsmodellen.

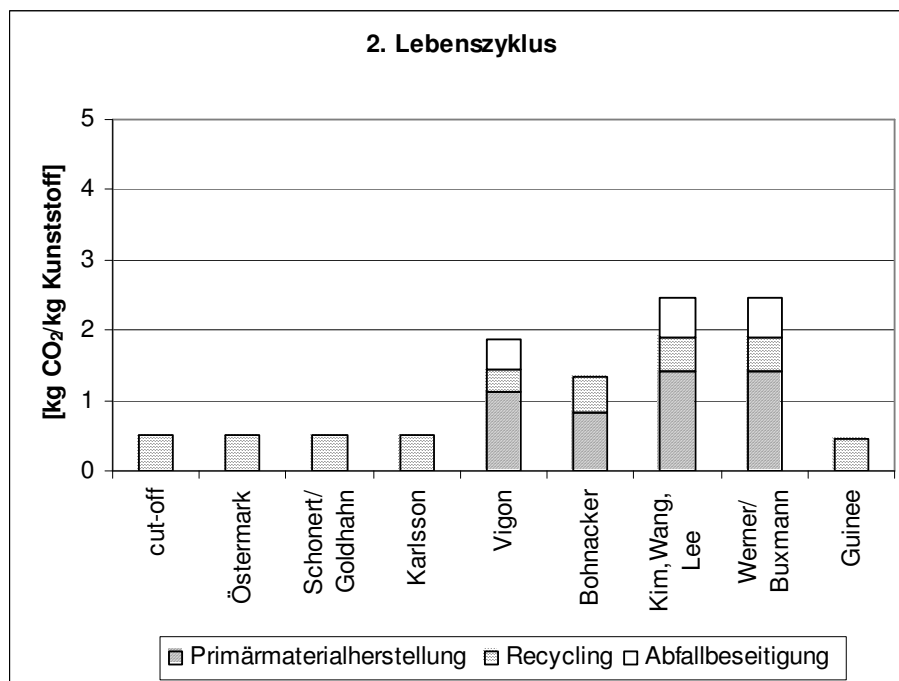


Abbildung 3-16: Vergleich der Verteilung der Umweltlasten auf den zweiten Lebenszyklus nach den oben vorgestellten Verteilungsmodellen.

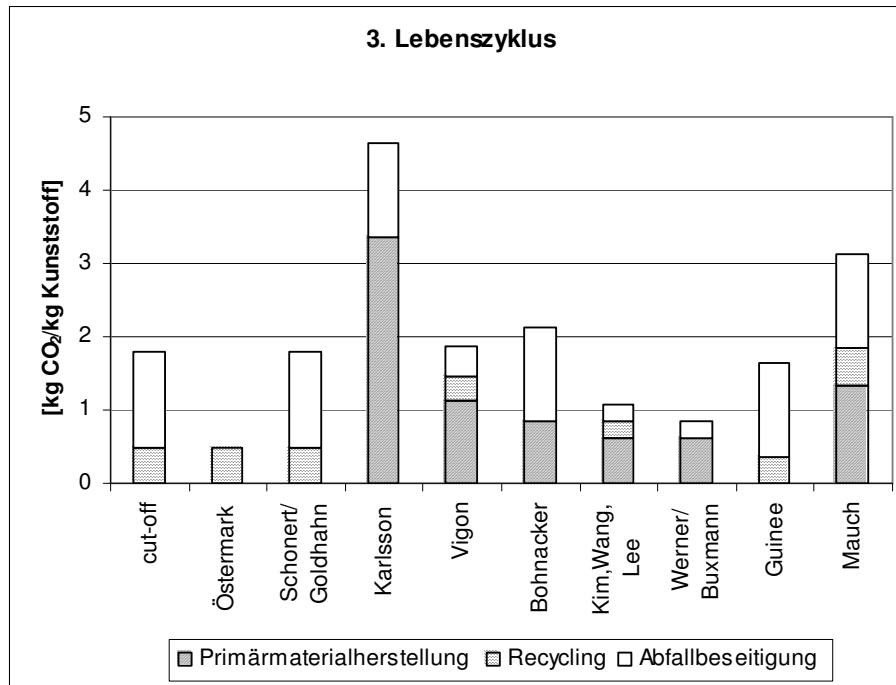


Abbildung 3-17: Vergleich der Verteilung der Umweltlasten auf den dritten bzw. letzten Lebenszyklus nach den oben vorgestellten Verteilungsmodellen.

Die Prinzipien der ersten bzw. letzten Verantwortung von Östermark und Karlsson sowie auch die Ansätze nach Schonert & Goldhahn und der cut-off-Ansatz zielen auf eine strikte Verantwortungszuweisung auf einen Lebenszyklus hin. Auch nach dem von Guinee [64] vorgeschlagenen Ansatz werden die Umweltlasten der Primärherstellung wie beim Verursacherprinzip dem ersten Lebenszyklus voll angelastet. Beide Argumentationen, von erster und letzter Verantwortung, sind zwar in mancher Hinsicht nachvollziehbar und wirken gegebenenfalls durchaus auf die Produktgestaltung ein, sind aber keineswegs alleiniger Faktor bei derartigen Entscheidungen. Sie sind daher auf keinen Fall zu hoch zu bewerten. Anforderungen an das Material sowie wirtschaftlich begründete Entscheidungen dürfen dabei nicht außer Acht bleiben. Diese Argumente sollten gegebenenfalls als Teilaspekt in die Überlegung zu einem Verteilungsansatz eingehen.

Eine Zuweisung auf Basis einer Gleichverteilung [29] kommt für ein langlebiges Produkt mit einer schwer überschaubaren Anzahl von Lebenszyklen wie dem Pkw ebenfalls nicht in Frage.

Der Kaskadenansatz nach Bohnacker [60] steht im Hinblick auf die Konsequenz der Verteilung zwischen den extremen Ansätzen der ersten und letzten Verantwortung, die aus den genannten Gründen keine Befürwortung finden und stellt insofern eine Alternative dar. In der Begründung des vorgeschlagenen Verteilungsschlüssels beruht er jedoch wiederum auf diskutierbaren Konventionen.

Die Ansätze nach Kim et al. [59] und Lindeijer [71] sind als Verteilungsmethode keine ausgereiften Konzepte, sondern enthalten lediglich den prinzipiellen Vorschlag zur Einbeziehung von Qualitätsindikatoren.

Die materialspezifischen Ansätze wurden oben im Detail analysiert und können aus den genannten Gründen der inkonsistenten Behandlung von verschiedenartigen Materialien, insbesondere bei einem Produkt, bei dem eine Vielzahl von Materialien berücksichtigt werden muss, als Verteilungsmethode nicht zur Anwendung kommen. Hinzu kommt, dass materialspezifische Ansätze unabdingbar einen zusätzlichen Datenerhebungs- und verarbeitungsaufwand erfordern. Eine Rechtfertigung für diesen Aufwand setzt (neben der hier nicht zu prüfenden tatsächlichen „Exaktheit der ermittelten Verteilung“) eine konsistente Anwendbarkeit für die verschiedenen Materialien innerhalb eines Produktsystems voraus. Damit ist jedoch z.B. für den Marktwert die Anwendung in den Fällen denkbar, wo es sich um Produkte aus nur einem Material handelt. Ein Vergleich von Produkten aus verschiedenen Materialien ist damit nicht verbunden.

Weiterhin ist in die Bewertung von Verteilungsmethoden die jeweils vorgenommene Zuordnung der Recycling- und Abfallbeseitigungsprozesse einzubeziehen. Gemäß der ISO-Vorgaben ist sowohl der Recyclingprozess als auch die Beseitigung des im Zuge des ersten Lebenszyklusses anfallenden Abfalles dem betrachteten Produktsystem zugehörig, liegt also innerhalb der Systemgrenzen (vgl. [46]). Dies ergibt sich ebenso aus der im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) verankerten Produktverantwortung. Die Ansätze nach Östermark, Cut-off-Ansatz sowie Schonert & Goldhahn entsprechen dem nicht, da sie die Recyclingprozesse dem jeweils rezyklataufnehmenden Produktsystem anlasten.

3.2.3 Resümee

Wie aus der Diskussion der obigen Verteilungsmodelle deutlich geworden ist, verbinden sich mit der Fragestellung einer Verteilungsmethode prinzipiell die Entscheidungen, ob Materialien, die am Ende des ersten Produktlebenszyklusses recycelt und als Rohstoff in einen neuen Lebenszyklus eingehen, einen Teil der Umweltlasten aus der Primärherstellung des Materials zu tragen haben und wie die umweltlichen Be- und Entlastungen des Recyclingverfahrens sowie der Entsorgungsprozesse auf die Lebenszyklen eines Produktes verteilt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass man sich in der Konsequenz der Verteilung der Umweltlasten bei den unterschiedlichen Verteilungsmodellen zwischen den folgenden Grenzfällen bewegt:

- A.) Es werden *keine Umweltlasten* an den nachfolgenden Lebenszyklus *weitergegeben*. Recycelte Materialien oder Produkte nehmen somit einerseits keine Umweltlasten als so genannte Lastschrift in den nächsten Lebenszyklus mit. Im Gegenzug trägt das Produkt im ersten Lebenszyklus die kompletten umweltlichen Belastungen aus der Primärherstellung, den Recyclingprozessen (je nach Systemgrenze) und der Abfallbeseitigung (Prinzip der ersten Verantwortung/ Verursacherprinzip, Cut-off-Ansatz, Östermark, Schonert & Goldhahn, Guinea).

B.) Es wird eine *volle Gutschrift für recyceltes Material gegeben*. Der erste Lebenszyklus trägt nur die Umweltlasten der Primärmaterialherstellung, die mit der Beseitigung des Materials als Abfall verbunden sind einschließlich der Umweltlasten aus der Abfallbeseitigung. Das heißt, derjenige Lebenszyklus, an dessen Ende das Material als Abfall beseitigt werden muss, trägt die gesamte Last der Primärherstellung (Prinzip der letzten Verantwortung, [70]).

Variationen der zwischen diesen Grenzfällen liegenden Verteilungsmodelle bestehen zum einen durch unterschiedliche Verteilung anhand von Faktoren, die die Umweltlasten auf der Basis von physikalischen, ökonomischen oder einer Kombination aus beiden Kriterien aufschlüsseln, und zum anderen in der unterschiedlichen Betrachtungsweise, welchem Lebenszyklus die Recycling- und Abfallbeseitigungsprozesse zuzurechnen sind. Häufig sind die Ansätze zu Verteilungsmethoden auch im Hinblick auf Motivation und Gegenstand der Untersuchung zu betrachten.

Daraus ergeben sich einige grundsätzliche generelle Schlussfolgerungen für einen Verteilungsansatz:

- Bei dem Problem der Allokation von Umweltlasten im Zusammenhang mit Recyclingprozessen muss man einräumen, dass es keine allgemeingültige Lösung geben kann. Es handelt sich um ein „künstliches Problem“ und daher richtet sich die Suche auf eine gleichermaßen charakterisierte Lösung. Im Ergebnis dieser Überlegungen sollte ein gangbarer Weg gefunden werden, der verständlich und nachvollziehbar ist, auf logischen Beziehungen basiert, konsistent anwendbar ist, der eine gewisse Gerechtigkeit zeigt und mit dem sich alle Involvierten arrangieren können.
- Zunächst unabhängig von der Benennung einer bestimmten Allokationsmethode, geht es zuerst um eine nachvollziehbare klare Transparenz der favorisierten Methode, im Kontext damit die Begründung der Auswahl und schließlich ihre konsistente Nutzung.
- Eine einseitige Anrechnung der Umweltlasten aus der Primärherstellung im Sinne einer ersten oder letzten Verantwortung sollte vermieden werden, da sowohl der erste Lebenszyklus als auch die rezyklataufnehmenden Lebenszyklen einen Nutzen aus dem Material tragen. Die weiteren Gründe wurden bereits oben ausführlich erläutert.
- Eine Allokation auf der Basis eines Qualitätsindikators, d.h. eines Faktors, der die Eigenschaften des Recyclingmaterials direkt oder indirekt beschreibt (z.B. Legierungszusammensetzung, Marktwert), wäre denkbar, wenn abgesichert ist, dass
 - die Materialqualität tatsächlich durch den Qualitätsindikator beschrieben wird **und**
 - der Qualitätsindikator konsistent auf alle verschiedenen Materialien in einem Produkt anwendbar ist.
 - Dies ist bei keinem der bis dato existierenden Ansätze auf Basis eines Qualitätsindikators der Fall.
- Bei langen Lebenszyklen sollte der Zeitfaktor berücksichtigt werden.

- Aus der Bilanzdarstellung sollten die realen Belastungen aus den Einzelprozessen der Primärherstellung, des Recyclings und der Abfallbeseitigung sowie die erteilte Gutschrift ersichtlich sein. Damit wird die Bilanz übersichtlicher und erlaubt eine objektivere Einschätzung der Einzelprozesse.
- Die Recycling- und Abfallbeseitigungsprozesse sind dem betrachteten Lebenszyklus zugehörig, liegen also innerhalb der Systemgrenzen.

Die Konsequenz all dieser Betrachtungen besteht darin, dass aufgrund subjektiv wertender Modellannahmen, fehlender Konsistenz bei gleichzeitiger Anwendung auf mehrere Materialien, fehlerhafter Rückschlüsse zwischen Materialeigenschaften und Materialflüssen und anderen Schwierigkeiten keines der obigen Verteilungsverfahren ohne Einschränkungen auf den skizzierten Anwendungsfall anwendbar ist.

3.3 Resultierende Ansatzvarianten

Wie im letzten Kapitel ausgeführt wurde, sind die vorgestellten Ansätze zur Anwendung auf das Produkt Pkw nicht als Verteilungsmethoden geeignet (Unabhängig davon sind einige der Verteilungsmethoden auch generell nicht frei von Widersprüchen). Mit dieser belegten Tatsache an sich und bedingt durch die Spezifik der Aufgabenstellung dieser Arbeit werden nachfolgend zwei neu erarbeitete Ansätze vorgestellt.

- 1.) Gutschrift der eingesparten Primärressource
- 2.) Diskontierungsansatz

Mit der Entwicklung dieser Ansätze in der vorliegenden Arbeit erfolgt eine Synthetisierung der analytisch gewonnenen Mängелеinsichten, die darauf abzielt, den oben dargestellten Erfordernissen asymptotisch objektivierend gerecht zu werden.

3.3.1 Gutschrift der eingesparten Primärressource

Steht ein Material am Ende eines Produktlebenszyklusses dem Recycling zur Verfügung und wird damit für weitere Anwendungen nutzbar, erreicht man eine Einsparung von Primärrohstoffen. Hier setzt der Ansatz der *eingesparten Primärressource* an. Als Beispiel zur Erläuterung sei Stahl genannt, das am Ende eines Lebenszyklusses als Schrott vorliegt. Betrachtet man diesen Schrott als Rohstoff, aus dem neues Material - Sekundärmaterial - hergestellt werden kann, steht der Schrott damit in seiner Funktion auf einer Stufe mit Eisenerz, dem Rohstoff für die Primärstahlherstellung. An diesem Punkt setzt die Idee für folgenden Verteilungsansatz an: Ausgehend von der Annahme einer funktionalen Äquivalenz zwischen Primär- und Sekundärrohstoff (siehe Beispiel Schrott und Eisenerz) wird eine Gutschrift für die jeweilig eingesparte Primärressource (im Beispiel Eisenerz) vergeben.

In Abbildung 3-18 sind zur Verdeutlichung des Prinzips exemplarisch für die in Pkw mengenmäßig dominierenden Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoff die jeweiligen Rohstoffe und Herstellungsprozesse auf Primär- und Sekundärebene dargestellt.

Grundgedanke: Funktionale Äquivalenz der Ressourcen (z.B. Schrott und Eisenerz)

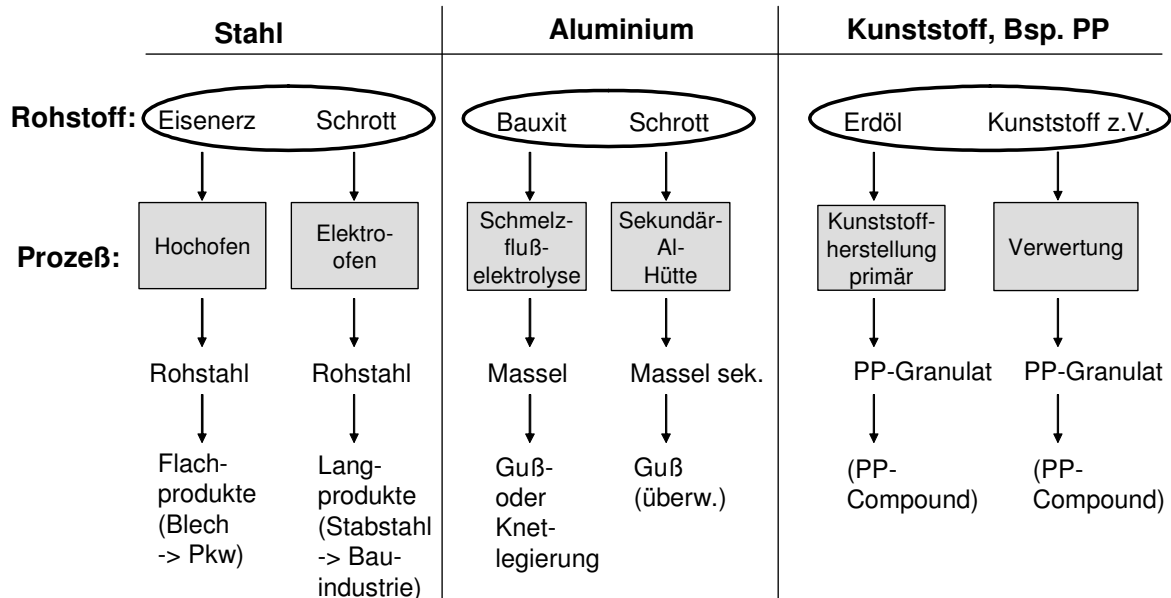


Abbildung 3-18: Vereinfachte Darstellung der Primär- und Sekundärprozesse von Stahl, Aluminium und Kunststoff (PP) zur Verdeutlichung des Prinzips der Gutschrift für eingesparte Primärressourcen

Zu berücksichtigen ist bei diesem Ansatz, dass mit einer Gutschrift, die auf Ressourcenebene ansetzt, die Systemgrenze zwischen dem ersten und dem zweiten Produktsystem (für das betrachtete Produktsystem) bei dem Prozess liegt, dessen Output der Sekundärrohstoff darstellt. Die Prozesse sind daher aufzuteilen in die dem ersten Lebenszyklus anzulastenden Aufbereitungsprozesse bis Vorliegen der Ressource wie Schrott (Demontage, Sortieren mit den Schritten Shredder, Schwimm-Sink, Magnetabscheider, Wirbelstrom...) sowie die eigentlichen Verwertungsprozesse, die dem nachfolgenden, rezyklataufnehmenden Lebenszyklus angelastet werden (Sekundärmaterialproduktion wie Elektrostahlwerk, Sekundäraluminiumhütte usw.) (vgl. Abbildung 3-19). Im Fall von Stahl würden dem ersten Lebenszyklus die Umweltlasten bis zum Vorliegen des Schrottes nach dem Shredder mit Magnetabscheidung angelastet und der Sekundärprozess im Elektrostahlwerk damit dem nachfolgenden Lebenszyklus angerechnet.

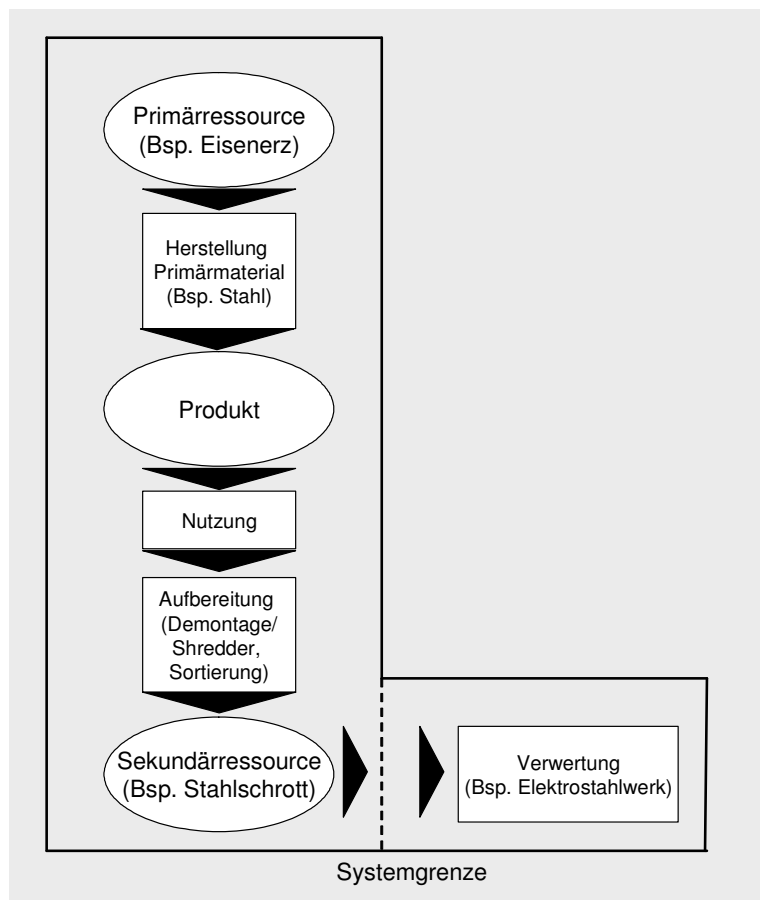


Abbildung 3-19: Lage der Systemgrenze bei dem Primärressourcenansatz

Die Berechnung der Gutschrift basiert bei den Metallen und NE-Metallen auf dem jeweiligen Erz-/Oxidgehalt des aufbereiteten Primärrohstoffes (vgl. Tabelle 3-4), bei Kunststoffen auf dem Heizwert [80], [81], [31]).

Dieser Ansatz basiert damit auf Voraussetzungen,

- die für jedes Material gegeben und klar abgrenzbar sind,
- die jedes Material in seiner Spezifik berücksichtigen,
- die nicht auf variablen, unsicheren Faktoren beruhen und
- die im Prinzip keines zusätzlichen Datenaufwandes bedürfen.

Tabelle 3-4: Übersicht der Erzgehalte zur Berechnung der Gutschrift der Primärressource

Material	Primärrohstoff	Erz-/Oxidgehalt [%]*
Stahl	Eisenerz (Fe_2O_3) ²⁵	65,0
Aluminium	Bauxit (Al_2O_3) ²⁶	55,0
Magnesium	Magnesiumcarbonat (MgCO_3) ²⁷	46,5
Kupfer	Kupfererzkonzentrat ²⁸	28,5
Blei	Bleierzkonzentrat	45,0
Zink	Zinkerzkonzentrat ²⁹	54,0
Platin	Edelmetallerz	0,00021**
Palladium	Edelmetallerz	0,00036**
Rhodium	Edelmetallerz	0,00003**

* Die angegebenen Erz-/Oxidgehalte entsprechen den Gehalten aus den verwendeten GaBi-Prozessen, die für die Bilanzierung des Modells in der vorliegenden Arbeit verwendet werden [31].

** vgl. [34]

Nachteilig kann sich bei diesem Ansatz auswirken, wenn die Prozesse der Ressourcenförderung (Erzabbau, Erdölförderung usw.) nur in einem aggregierten Prozessdatensatz verfügbar sind, d.h. wenn z.B. der Prozess der Bauxitförderung in einen Gesamt-Datensatz mit den Prozessen der Tonerdeproduktion und der Elektrolyse sowie den entsprechenden Zwischenprozessen in dem Prozess der Primäraluminiumherzeugung aggregiert ist. Dann ist eine Aufschlüsselung auf die benötigten Einzelprozesse notwendig.

- ²⁵ Eisenerz (Eisenoxid Fe_2O_3) tritt in Lagerstätten in verschiedenen Stoffarten, und zwar als Magmatit, Hämatit, usw. sowie in Form von Mischungen dieser Minerale auf. Die Abweichung der Erze in den Gesteinen ist sehr unterschiedlich. Deshalb unterscheidet man die Erze in Reicherze (55-72% Erzgehalt), mittlere Qualitäten (40-55%) und Armerze (20-40%) ([82]).
- ²⁶ Rohstoff für die Primäraluminiumherstellung ist Bauxit, das 50 bis 63% Al_2O_3 enthält. Das Aluminiumoxid Al_2O_3 wird einer Schmelz-Elektrolyse unterzogen, wobei an der Kathode (Minuspol) Aluminium und an der Anode (Pluspol) Sauerstoff entsteht ([83]).
- ²⁷ Der Rohstoff Magnesiumcarbonat (MgCO_3 , Magnesiumgehalt 46,5 %) für die Gewinnung von Magnesium wird überwiegend aus Meerwasser und aus Dolomit gewonnen.
- ²⁸ Der Erzgehalt von Kupfer liegt bei 0,5 bis 4 % ([84]). Nach Deutschland wird Kupferkonzentrat vorwiegend aus Kanada und Schweden mit Kupfergehalten zwischen 25 und 35 % importiert ([31]).
- ²⁹ Zink ist durch natürliche geologische und geochemische Prozesse auf bis zu 5 bis 15 % im Gestein angereichert (50.000 – 150.000mg/kg). Gestein mit derart hohen Zinkgehalten wird als Erz bezeichnet. Das Erz enthält Zink meist als Sphalerit, d.h. als sogenannte Zinkblende (ZnS), und dient als wichtigster Rohstoff zur Zinkgewinnung. Das in Deutschland zu Zinkmetall verarbeitete Zink wird als Zinkkonzentrat vorwiegend aus Kanada und Schweden mit Zinkgehalten zwischen 43 % und 58 % importiert [31].

3.3.2 Diskontierungsansatz

Wie auch aus der Analyse der vorhandenen Ansätze deutlich geworden ist, spielt bei Verteilungsansätzen insbesondere der Zeitaspekt eine Rolle, hier wiederum explizit bei langlebigen Produkten, da eine Verteilung auf Lebenszyklen vorgenommen wird, die sich unter Umständen über sehr lange Zeiträume erstrecken können. Während kurzlebige Produkte mit Ansätzen „behandelt“ werden können, die darauf beruhen, dass in die Verteilung die Kenntnis aller Lebenszyklen und den damit verbundenen Prozessen eingeht (z.B. [29]), ist dies bei langlebigen Produkten wie bei Pkw kaum der Fall.

Wie sich ebenfalls bei der Analyse der existierenden Verteilungsmethoden gezeigt hat, bewegt man sich zwischen den Grenzfällen einer Verteilung auf Basis des Prinzips der ersten Verantwortung, das dem ersten Lebenszyklus die volle Verantwortung für die Primärmaterialherstellung zuweist und dem Prinzip der letzten Verantwortung, die die Lasten der Primärmaterialherstellung demjenigen Lebenszyklus zuweist, der für die Beseitigung eines Materials verantwortlich ist. Folgt man dem Prinzip der letzten Verantwortung, würde dies bedeuten, dass die Umweltlasten der Primärherstellung im Falle von Pkw über einen Zeitraum von ca. 10 -15 Jahren in die Zukunft verschoben würden. Man gewährt sich damit heute ein Umweltdarlehen, von dem nicht bekannt ist, ob es zur gegebenen Zeit überhaupt eingelöst werden kann, da die Situation in zukünftigen Jahren bezüglich des Marktes für das Recyclingmaterial, den dann verwendeten Technologien usw. nur bedingt einschätzbar ist. Eine adäquate Situation liegt vor, wenn man den Zeitaspekt außer Acht lässt und z.B. eine Gutschrift auf Grundlage des heutigen Marktpreises und Marktgefüges der Materialien vergibt. Man vergibt dabei eine marktpreisbasierte Gutschrift für Materialien, die erst in ca. 15 Jahren unter den dann herrschenden Markt- und Technikbedingungen zur Verfügung stehen. Ad hoc muss das keine negativen Folgen implizieren. Aber verschiedene Parameter wie Entwicklung der Herstellungstechnik von Primär- und Sekundärmaterial, Energie- und Arbeitskosten, Konkurrenzprodukte und andere Faktoren können den zukünftig erzielbaren Preis für Primär- und Sekundärmaterial beeinflussen. Im Extremfall existiert der Markt für ein bestimmtes Recyclingmaterial gar nicht mehr. Hier sei auch noch einmal auf die ohnehin problematische Anwendung des Marktpreises für gleiche Verarbeitungsstufen bei Vorhandensein einer Vielzahl unterschiedlicher Materialien in dem untersuchten Produkt hingewiesen. Selbst wenn also z.B. der Markt bzw. das Verhältnis der Marktpreise Primär- und Sekundärmaterial für Stahl und Aluminium stabil bleibt, ist diese Annahme bei Kunststoffen mit einer vergleichsweise immensen Unsicherheit behaftet.

Auf Grundlage dieser Argumentation müsste man demnach konsequenterweise dem Prinzip der ersten Verantwortung folgen, nach der keine Umweltlasten in die Zukunft verschoben werden und der erste Lebenszyklus die gesamte Last der Primärmaterialherstellung zu tragen hat. Dagegen sprechen die in den Kapiteln 3.2.1 und 3.2.2 aus der Analyse der Verteilungsansätze erläuterten Argumente, kurz gefasst als Verantwortungsbewusstsein für die Materialien in nachfolgenden Lebenszyklen benannt.

Die Notwendigkeit, die insbesondere bei so langen Produktlebenszyklen zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftretenden Umweltlasten/ -nutzen zu berücksichtigen, wird in Abbildung 3-20 graphisch deutlich gemacht.

Des Weiteren geht aus Abbildung 3-20 hervor, dass bei der Lage der Systemgrenzen, die die Recyclingprozesse in den vorgelagerten Lebenszyklus einbeziehen, in Form der Recyclingprozesse das Produkt heute schon Umweltbelastungen trägt, die erst in der Zukunft real auftreten und für deren Umweltlast ebenfalls heutige Bedingungen angenommen werden. Dennoch soll an dieser Zuordnung der Recyclingprozesse zum jeweiligen rezyklatliefernden Lebenszyklus, auf Basis der Argumentationen in Kapitel 3.2.2, festgehalten werden.

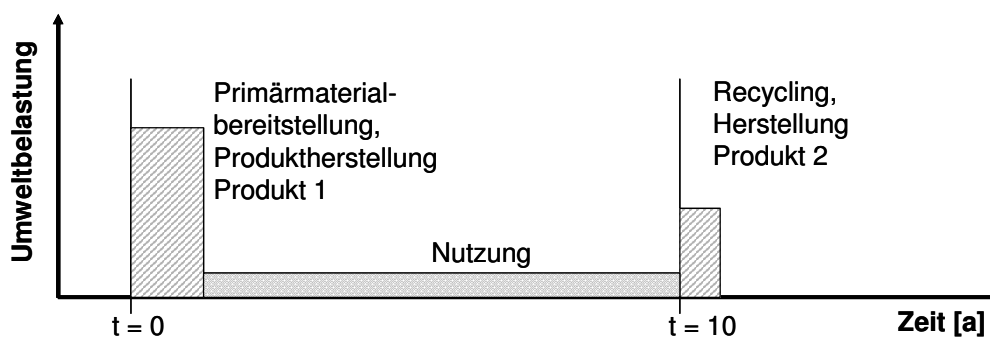


Abbildung 3-20: Real auftretende Umweltbelastungen im zeitlichen Ablauf

Eine Möglichkeit, den Zeitaspekt im Verteilungsansatz zu berücksichtigen, stellt die Anwendung der Diskontierung auf die methodische Behandlung von Recyclinggutschriften dar. Unter dem aus dem Bankgeschäft stammenden Begriff der Diskontierung versteht man die Bewertung zukünftiger Zahlungen mit Hilfe von heutigen Zahlungen, indem durch Abzinsung der Gegenwartswert zukünftig fälliger Zahlungen ermittelt wird. Durch die Diskontierung werden somit zu unterschiedlichen Zeitpunkten entstehende Kosten vergleichbar gemacht, wobei die gegenwärtige Verfügung über Zahlungsmittel höher bewertet wird als die Verfügung über denselben Betrag in zukünftigen Jahren [85]. Die Zusage, einen Betrag/ein Material zu einem späteren Zeitpunkt zu erhalten, ist demzufolge heute weniger wert als der eigentliche Betrag/ das Material. Im Bankwesen nutzt man die Diskontierung, um Zahlungen vor Fälligkeit auf den Gegenwarts-/Barwert abzuzinsen. Inzwischen wird sie auch in der Ökologie zur Ökosystembewertung eingesetzt, z.B. beim verzögerten Auftreten von Ökosystemschäden in Folge von Bodenbelastungen [86].

Übertragen auf die Recyclingproblematik bedeutet diese Verfahrensweise, dass Recyclingmaterial, das z.B. aus Produktionsrückläufen sofort wieder verfügbar ist, eine volle Gutschrift erhält. Material, das jedoch erst nach 10 bis 15 Jahren wieder verfügbar ist, wird entsprechend diskontiert, d.h. die Gutschrift verringert sich entsprechend dem Zeitfaktor und dem Zinssatz (vgl. Gleichung (3)).

Der Gegenwartswert wird nach der folgenden Diskontierungsformel errechnet (nach [87]):

$$S_G = S_n (1+i)^{-n} \quad (3)$$

S_G = Gegenwartswert

S_n = Zukunftswert

n = Anzahl der Jahre

i = Zinssatz für die Diskontierung

Zur Berechnung des Gegenwartswertes wird in dieser Arbeit ein realer Diskontsatz von 5 % [88] und eine Produktlebensdauer von 15 Jahren zugrunde gelegt. Um festzustellen, ob sich bei Abweichungen von diesen Werten wesentliche Änderungen in den Bilanzergebnissen ergeben, werden sowohl Zinssatz als auch Produktlebensdauer im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse (Kapitel 8) variiert.

3.3.3 Resümee

Auf Grundlage der Analyse und der Schlussfolgerungen der in den Kapiteln 3.2.1 bis 3.2.3 vorgestellten Verteilungsansätze basiert sowohl der Ansatz der Primärressourcengutschrift als auch der Diskontierungsansatz auf der Vergabe einer Gutschrift. Mit dem Ansatz der Gutschrift auf Ressourcenebene wird das spezifische Problem der Verteilungsansätze gelöst, bei einem Produkt aus verschiedenen Materialien auf eine vergleichbare Ebene für alle Materialien zu kommen. Die Recyclingprozesse liegen damit jedoch außerhalb der Systemgrenzen des betrachteten Produktsystems (vgl. Abbildung 3-21).

Der Diskontierungsansatz bietet in seinem Verteilungsprinzip eine Lösung für den Zeitbezug, der insbesondere bei langlebigen Produkten von Bedeutung ist. Beide Ansätze sind auf die spezifischen Anforderungen eines komplexen Produktsystems wie Pkw anwendbar. Sie ermöglichen eine konsistente Behandlung verschiedener Materialien und vermeiden eine einseitige Anrechnung der Umweltlasten.

Für die Anwendung einer Verteilungsregel in der vorliegenden Arbeit wird im Hinblick auf die Einbeziehung der Recyclingprozesse in die Systemgrenzen der Diskontierungsansatz ausgewählt.

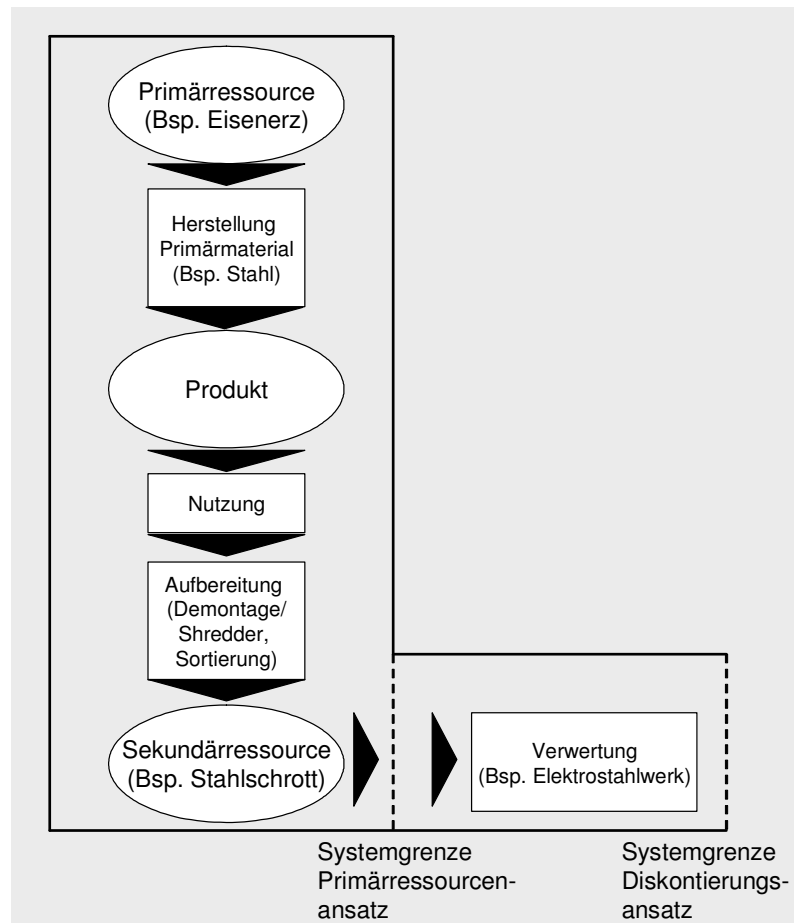


Abbildung 3-21: Lage der Systemgrenze beim Primärressourcenansatz und beim Diskontierungsansatz

4 Recyclingprozesse im Rahmen der Altfahrzeugverwertung und die Umsetzung im GaBi-Modell

In diesem Kapitel werden die bei der Bilanzierung der Recyclingverfahren erfassten Prozesse und die Ermittlung der mit den Prozessen verbundenen Daten zu Stoff- und Energieverbräuchen erläutert. Die Prozessdaten der Recyclingprozesse wurden aufgrund der fehlenden Datenbasis im Rahmen dieser Arbeit umfassend erhoben bzw. stammen aus Literaturquellen. Die Herkunft der Daten ist in der jeweiligen Prozessbeschreibung angegeben.

In Abbildung 4-1 sind die Systemgrenzen des Modells dargestellt. Die Systemgrenzen umfassen die Verwertung des Pkw ab dem Transport des zu verwertenden Fahrzeuges durch den Letztnutzer zum Altfahrzeugverwerter sowie aller Verwertungs- und Entsorgungsprozesse des Pkw und der im Pkw verarbeiteten Materialien und Bauteile bis zum Vorliegen nutzbarer Sekundärmaterialien bzw. Energie. Ausgehend vom Demontageprozess beim Altautoverwerter werden die einzelnen Input-/Outputströme weiterverfolgt. Auf diese Weise werden alle Prozesse mit Bezug auf die funktionelle Einheit berechnet. Funktionelle Einheit ist ein Pkw. Die Sachbilanz ergibt sich aus der Summe der für die einzelnen Prozesse berechneten Rohstoffe, Emissionen und Abfälle.

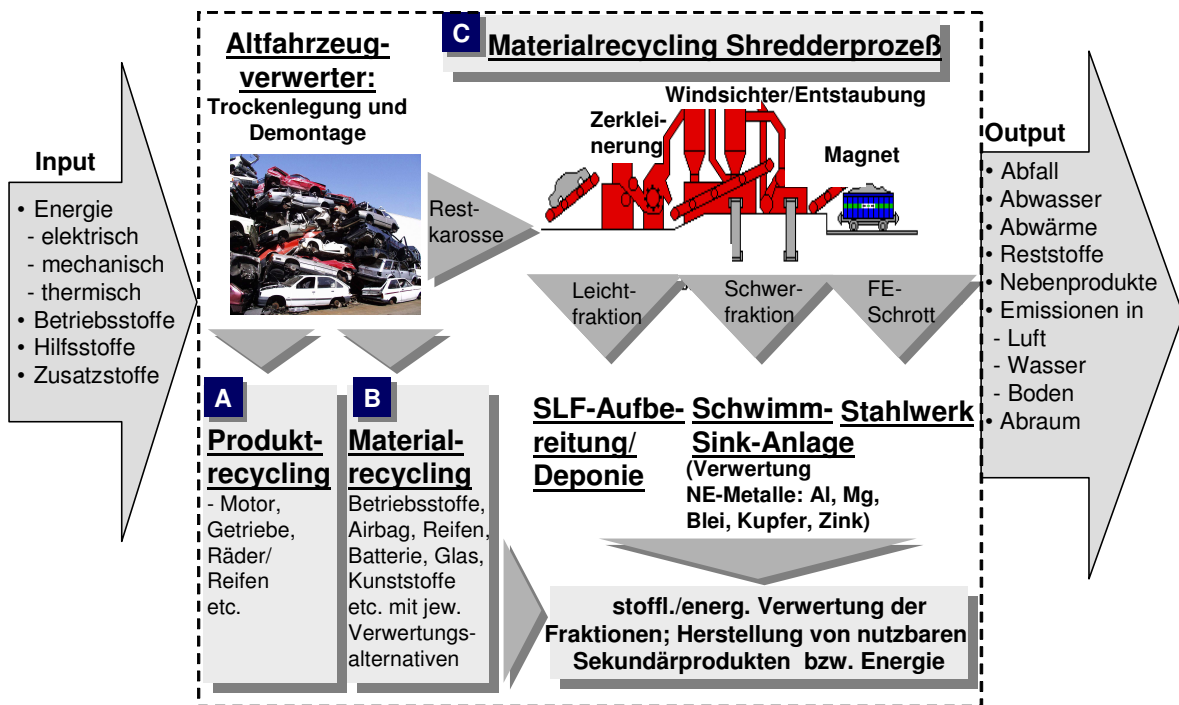


Abbildung 4-1: Systemgrenzen des Modells

Bei der Energiebereitstellung und bei eingesetzten Grundstoffen wird auf Module der GaBi-Datenbank zurückgegriffen. Die Module beinhalten Daten zu einzelnen Produktionsprozessen oder aggregierte Sachbilanzdaten, mit denen ganze Prozessketten bis hin zur Rohstoffgewinnung erfasst werden. Bezugsquellen für die diesen Modulen zugrunde liegenden Daten sind u.a. Datenbanken des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft

(BUWAL), die Ökobilanzdatenbank GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme) [89], die Ökoinventare der europäischen Kunststoffindustrie (APME), die Zusammenstellung Ökoinventare für Energiesysteme [90] sowie Datenbanken des IKP [31]. Die Berücksichtigung dieser Vorketten wird in den Prozessbeschreibungen nicht explizit aufgeführt, da davon ausgegangen wird, dass dies elementar ist.

Strukturierung der Altautoverwertung in GaBi

Eine konsistente und einheitliche Strukturierung des Datenmodells zur Altfahrzeugverwertung in GaBi ist unbedingte Voraussetzung für dessen Anwendbarkeit. Der Struktur zugrunde gelegt wird hierbei zum einen die Vorgehensweise beim Altautorecycling, zum anderen die Grundlagen der Produktdatenmodellierung bei Fahrzeugentwicklungsprojekten [17]. Diese Strukturierung ist im Modell wie folgt umgesetzt:

Auf der obersten GaBi-Planebene (vgl. Abbildung 4-2) ist als zentraler Ausgangsprozess die Demontage (mit Trockenlegung) beim Altfahrzeugverwerter abgebildet. Die Outputströme aus dem Demontageprozess werden den folgenden drei Kategorien von Recyclingverfahren zugeordnet (vgl. Kapitel 2.2):

A – Produktrecycling

B - Materialrecycling, produktbezogen

C - Materialrecycling Shredderprozess

Als Beispiel ist in Abbildung 4-3 der GaBi-Plan zum produktbezogenen Materialrecycling mit der Zuordnung der demontierten Bauteile bzw. Stoffe zu den jeweiligen Fahrzeugmodulen dargestellt. In weiteren Unterplänen sind die entsprechenden Verwertungsverfahren abgebildet.

Sind mehrere Verwertungswege eines Stoffes oder Bauteiles möglich, können diese in parametrisierten Massenstromverteilungsprozessen anhand aktueller oder gewählter prozentualer Anteile vorgegeben werden.

Abbildung 4-4 zeigt als Beispiel den GaBi-Plan der Altölverwertung mit der Verteilung des Altöls auf die Prozesse Zweitraffination und energetische Verwertung im Zementwerk.

Basisplan

GaBi 4 Prozeßplan: Masse

Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.

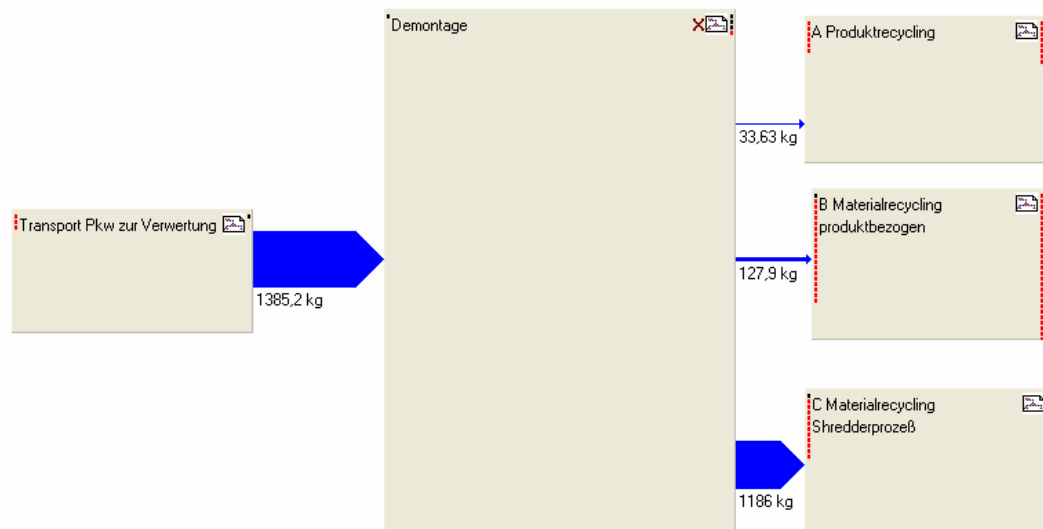


Abbildung 4-2: Basisplan des GaBi-Modells zur Altfahrzeugverwertung

B Materialrecycling produktbezogen

GaBi 4 Prozeßplan: Masse

Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.

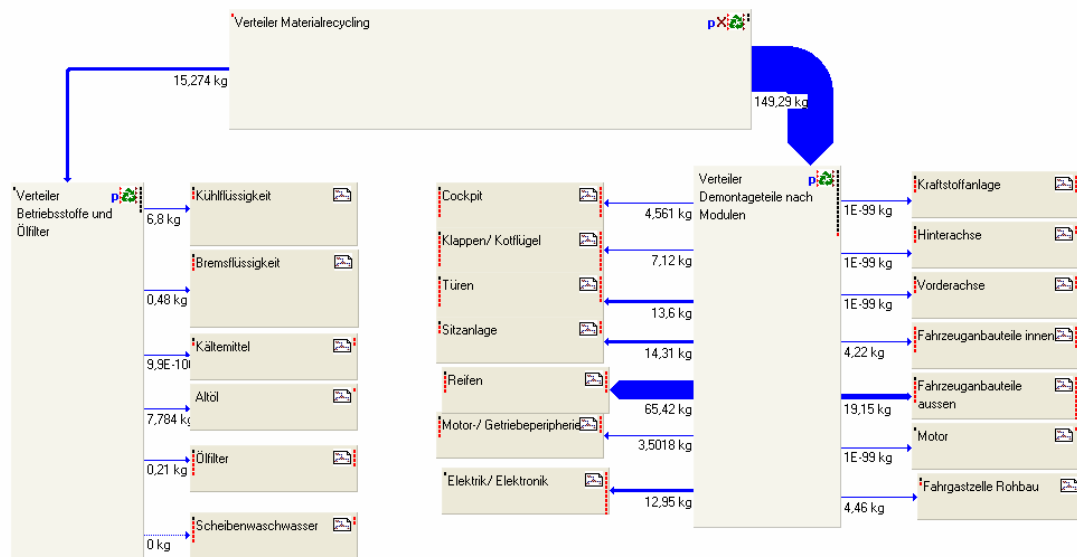
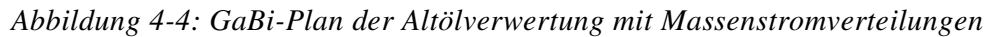


Abbildung 4-3: GaBi-Plan B – Materialrecycling, produktbezogen



Der prinzipielle Ablauf der Altfahrzeugverwertung ist in Abbildung 4-5 dargestellt und wird an dieser Stelle in gebotener Kürze erläutert. Die Prozesse im Detail werden in den folgenden Abschnitten dargestellt.

Erste Station eines Altfahrzeuges ist der Altfahrzeugverwerter. Hier erfolgt die Demontage und Trockenlegung des Fahrzeuges. Die demontierten Bauteile stehen dann dem Gebrauchtteilemarkt zur Verfügung oder werden in speziellen Aufbereitungsverfahren verwertet (z.B. Reifen, Katalysator, Batterie, Kunststoffbauteile) bzw. für eine erneute Verwendung aufgearbeitet (z.B. Motorenaufarbeitung). Die entnommenen Betriebsstoffe werden ebenfalls aufbereitet (z.B. Zweitraffination von Altöl, Destillation von Bremsflüssigkeit) oder entsorgt (z.B. Scheibenwaschwasser). Die Restkarosse wird anschließend in der Regel in einer Fahrzeugpresse gepresst und anschließend zum Shredderbetrieb transportiert. Im Shredder erfolgt die Zerkleinerung der Restkarosse und Separierung der Materialien in Eisen- (Fe-) Metalle (Magnetabscheider), Nichteisen- (NE-) Metalle (NE-Abscheider) sowie die so genannte Shredderleichtfraktion (Windsichter). Die Materialien stehen sodann dem entsprechenden Markt zur Verfügung. Die Fe-Metalle werden an Stahlwerke, die Nichteisenmetalle an Schwimm-Sink-Anlagen weiterverkauft. Die Shredderleichtfraktion wird derzeit noch zum größten Teil auf die Deponie verbracht. Es sind verschiedene Verfahren zur Aufbereitung der SLF in Erprobung und zum Teil bereits Praxis. Darauf wird an entsprechender Stelle noch im Detail eingegangen. Die NE-Metalle werden in einer Schwimm-Sink-Anlage separiert und wiederum an die entsprechenden Märkte weiterverkauft. Die Restfraktion wird deponiert.

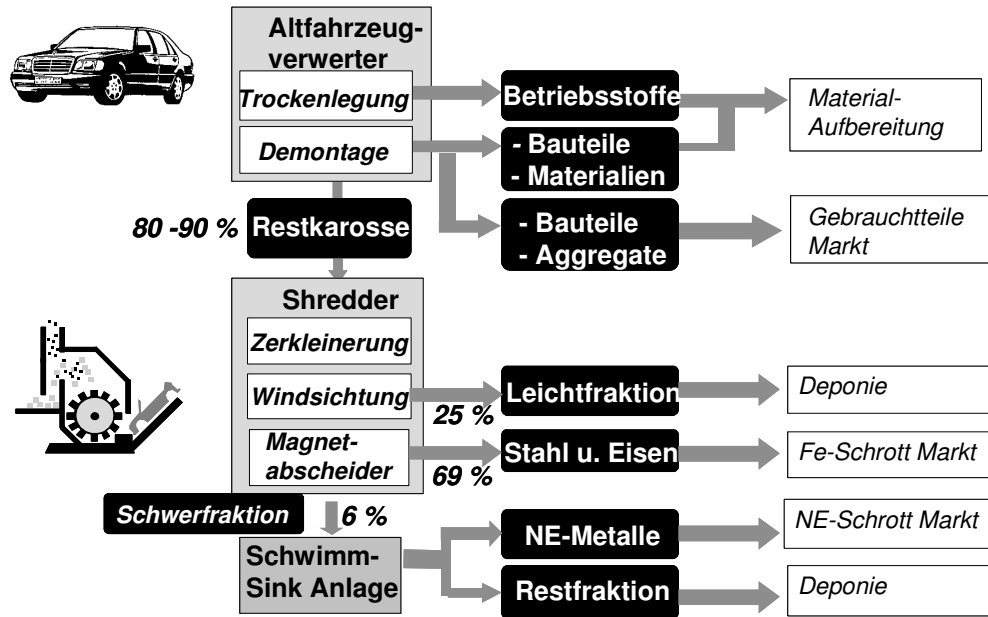


Abbildung 4-5: Ablauf der Altfahrzeugverwertung mit nachfolgenden Verwertungs- und Entsorgungsprozessen

Nach dieser kurzen Einführung in den prinzipiellen Ablauf der Altfahrzeugverwertung werden nun die einzelnen Verfahren im Detail beschrieben. Die Darstellung der Verwertungsverfahren umfasst den technischen Ablauf der Prozesse, die Modellierung in GaBi sowie die Dokumentation der Datenerhebung.

4.2 Altfahrzeugverwerter

Der Prozessablauf beim Altautoverwerter³⁰ richtet sich in erster Linie nach den gesetzlichen Vorgaben zur Behandlung der Altfahrzeuge. Darüber hinaus liegt es im Ermessen des einzelnen Verwerter, welche Bauteile als verkaufsfähig eingeschätzt (die nach Abzug der Ausbaurkosten einen Gewinn ermöglichen) und zusätzlich demontiert werden. Ausgenommen davon sind Sicherheitsbauteile, die nicht weiterverwendet werden dürfen.

Gesetzlich vorgeschrieben ist für jedes Fahrzeug die Trockenlegung, das heißt die Entnahme des Ölfilters und der Betriebsflüssigkeiten mit

- Kraftstoff
- Kühlerflüssigkeit
- Bremsflüssigkeit
- Scheibenwaschflüssigkeit
- Kältemittel aus Klimaanlage
- Öle (Motorenöl, Getriebeöl, Differentialöl, Hydrauliköl, Stoßdämpferöl)

³⁰

In Deutschland gibt es inzwischen ca. 1000 anerkannte Verwertungsbetriebe und 16.300 anerkannte Altauto-Annahmestellen [91].

und deren getrennte Sammlung bevor sie den entsprechenden Aufbereitungs-, Verwertungs- oder Entsorgungsverfahren zugeführt werden. Des Weiteren sind die pyrotechnischen Bauteile (Airbag, Gurtstraffer) zu demontieren und in zugelassenen Anlagen entsorgen zu lassen oder durch Auslösung im eingebauten Zustand unschädlich zu machen.

Weiterhin ist gesetzlich vorgeschrieben, dass folgende Bauteile, Stoffe und Materialien zu entfernen und vorrangig der Wiederverwendung oder der stofflichen Verwertung zuzuführen sind (vgl. [12]):

- Batterien
- Katalysatoren
- Auswuchtgewichte
- Aluminiumfelgen
- Front-, Heck- und Seitenscheiben sowie Glasdächer
- Reifen
- Große Kunststoffbauteile wie z.B. Stoßfänger, Radkappen und Kühlergrille (wenn die entsprechenden Materialien beim oder nach dem Shreddern nicht in einer Weise getrennt werden, die eine stoffliche Verwertung ermöglicht)
- kupfer-, aluminium- oder magnesiumhaltige Metallbauteile, wenn die entsprechenden Metalle nicht beim oder nach dem Shreddern getrennt werden
- Stoßdämpfer (wenn nicht trockengelegt)
- Latentwärmespeicher
- Asbest- und quecksilberhaltige Bauteile
- Nach Anhang II der Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge gekennzeichnete Bauteile und Werkstoffe und
- Kraftfahrzeugfremde Stoffe.

Meist werden die trockengelegten und teildemontierten Restkarossen aus Volumen- und Transportgründen noch mittels einer Karossenpresse verdichtet und anschließend an Shredderbetriebe verkauft.

Bei den verschiedenen Verwerterbetrieben kommen je nach Größe des Betriebes und seiner Ablauf- und Arbeitsorganisation unterschiedliche Technologien, Anlagenkombinationen und Werkzeuge zum Einsatz. Grundlegend unterscheidet man zwei verschiedene Prinzipien der Demontage - die Fließ- und die Inseldemontage [92].

Die Fließdemontage wird als teilautomatische Förderstraße in einem festgelegten Zeittakt betrieben, an der die Pkw mehrere hintereinander geschaltete Arbeitsstationen passieren. Diese Art der Anlage bietet sich bei großen Stückzahlen und ähnlichen oder baugleichen Pkw an. Die Kapazität dieser hoch technisierten und damit auch sehr teuren Anlagen liegt bei ca. 20.000 Autos pro Jahr [93].

Eine Anlage nach dem Prinzip der Inseldemontage besteht aus mehreren Arbeitsplätzen, die nicht durch Förderbänder verbunden sind. Somit ist keine Taktung der Arbeitsschritte notwendig, was den Vorteil höherer Flexibilität in der Demontagetiefe hat. Dagegen ist der Automatisierungsgrad wesentlich geringer und der Platzbedarf höher. Die vorwiegenden Einsatzgebiete der Inseldemontage liegt bei kleinen und mittleren Betrieben mit

Durchsatzleistungen von 4000 – 7000 Autos pro Jahr. Standard bei der Mehrzahl der Altautoverwerter ist derzeit die Inseldemontage mit Hebebühne und einfacher Fördertechnik.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

In diesem Prozess wird der Energiebedarf bei der Trockenlegung, der Demontage in Abhängigkeit von wählbaren Demontagetiefen und Trockenlegungsgraden sowie der Karossenpresse quantifiziert. Abgebildet wird die Inseldemontage, da diese Betriebsform derzeit bei den Verwerterbetrieben überwiegt. Bezugsjahr der Daten ist das Jahr 2001.

Trockenlegung:

Eine Entnahme der Betriebsflüssigkeiten ist je nach deren Aggregatzustand und Lage der Ablassvorrichtungen unter Sog, Druck oder Schwerkraft möglich. Stand der Technik für die Trockenlegung sind z. B. mit Druckluft betriebene Anlagen³¹. Per Unterdruck werden die Flüssigkeiten abgesaugt. Der Energieverbrauch für die Trockenlegung berechnet sich daher aus dem Verbrauch an Druckluft in [m³/min]. Die Menge der abgelassenen Betriebsflüssigkeiten wird errechnet aus der Füllmenge abzüglich der Verluste bei der Trockenlegung durch nicht vollständige Entleerung (Trockenlegungsgrad). Die Verluste verbleiben im Fahrzeug als Rest-Flüssigkeiten. Da über den Verbleib dieser Restflüssigkeiten keine Aussage gemacht werden kann, werden sie als Outputfluss aus dem Shredder angenommen.

Demontage:

Bei der Demontage kommen einfache manuelle Schraubenzieher oder auch Akkuschauber zum Einsatz. Als spezielles Werkzeug zum Trennen des Reifenmantels von den Felgen kann ein mit Druckluft betriebenes Gerät verwendet werden.

Der Energieverbrauch für die Demontage errechnet sich je nach Demontageumfang aus der Summe der Einzelzeiten für die Demontage der Bauteile und dem Druckluftverbrauch für den Akkuschauber in [m³/min]. (Es werden nur Demontagezeiten einbezogen, in der Energie verbrauchende Werkzeuge wie der Akkuschauber eingesetzt werden.)

Fahrzeugpresse:

Der Energieverbrauch wird aus Durchsatz [Fahrzeuge/h] und Leistung [kW] der Presse berechnet.

Die Outputflüsse aus dem Prozess werden in Anlehnung an die Begriffe und Definitionen der Recyclingtheorie in die Kategorien A, B und C von Recyclingverfahren, aufgeteilt, mit denen die im Fahrzeug enthaltenen Baugruppen, Bauteile bzw. Werkstoffe recycelt werden können. Dies entspricht den Stoffströmen Produktrecycling, Materialrecycling produktbezogen und Restkarosse (zum Materialrecycling Shredderprozess) (vgl. Kapitel 2.2).

³¹ Zur Trockenlegung verfügen die meisten Betriebe über marktgängige Anlagen, wie z.B. die Systeme der Firmen Tammling, Flaco und Seda [94].

Datenherkunft

Die Daten wurden bei konkreten Verwerterbetrieben im Rahmen der Arbeit detailliert erhoben ([93], [95], [96]). Die anlagenbezogenen Daten stammen von den Anlagenherstellern [97] und –betreibern [93], [95], [96]. Die Trockenlegungs- und Demontagezeiten wurden eigens in Trockenlegungs- und Demontageversuchen aufgenommen.

Zündung der Pyrotechnik beim Altfahrzeugverwerter

Gemäß der gesetzlichen Vorgaben liegt es in der Entscheidung des Verwerter, ob die Pyrotechnik im eingebauten Zustand gezündet wird oder ob sie ausgebaut und extern verwertet wird³². Diese beiden Optionen können im GaBi-Modell per Schalter ausgewählt werden.

Folgende Emissionen wurden unter anderem im Fall des Zündens im eingebauten Zustand im Fahrzeug gemessen: Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO₂), Stickoxide (NO_x), Distickstoffmonoxid (N₂O).

Datenherkunft

Datenbasis für die Emissionen sind vertrauliche DC-interne Untersuchungen verschiedener Gasgeneratoren (azidhaltige, azidfreie, Flüssiggas und Hybridgeneratoren) von verschiedenen Herstellern.

4.3 Materialrecycling Shredderprozess

Die beim Shredderprozess anfallenden Fraktionen werden in Form der Stahlfraktion direkt einer Verwertung zugeführt (Elektrostahlwerk) oder durchlaufen dem Shredder nachgeschaltete Sortier- und Trennverfahren wie Schwimm-Sink-Anlagen (Fraktion der NE-Metalle) oder Verfahren zur SLF-Aufbereitung.

Im Folgenden wird der Shredderprozess an sich sowie diesem nachfolgende Verwertungsverfahren beschrieben.

4.3.1 Shredderbetrieb – Verfahren und Stoff-Flüsse

Der Shredderbetrieb bildet neben dem Altautoverwerter den zweiten integralen Bestandteil des aktuellen Altfahrzeugverwertungsweges in Deutschland³³. Shredderanlagen dienen hauptsächlich der Rückgewinnung der Eisen (Fe) -Fraktion und der Nichteisen (NE) – Metalle. Des Weiteren fällt im Shredderprozess die so genannte Shredderleichtfraktion an, ein Gemisch aus verschiedenen Kunststoffen, Textilien, Gummi, Glas, Holz, Zellstoffen, Lack

³² Zu verschiedenen Aspekten pro und contra der Zündung der Pyrotechnik im Fahrzeug vgl. Kapitel 4.5.2 im Abschnitt Airbagrecycling.

³³ In Deutschland werden derzeit 40 nach der AltautoV zertifizierte Shredderanlagen unterschiedlicher Größe und Konzeption mit einer Antriebsleistung zwischen 300 und 6.500 kW betrieben. Insgesamt bestehen 56 nach der AltautoV zertifizierte Anlagen in Deutschland, Belgien (6), Frankreich (4), Niederlande (2), Österreich (1), und Schweiz (3) [98]. Je nach Bauart unterscheidet man Shredderanlagen in Shredder, Zerdiratoren, Kondiratoren und Mühlen (Bauunterschiede vgl. [99]). Der Shredder-Input an Restkarossen betrug 540.747 t im Jahr 1997. Daraus resultieren pro Jahr 14.000 – 170.000 t Shredderleichtfraktion (dies liegt weit unter dem sonst in der Literatur genannten Wert von 500.000 t SLF!).

und Metallresten. Durch die Zerkleinerung im Shredder können rund 70 % des Pkw-Gewichtes in Form von Fe-Metallen aus dem Schweranteil erfasst und verwertet werden. Die übrigen 30 % setzen sich zum einen aus der Schwerfraktion des geshredderten Materiales (5 %) und zum anderen aus dem am Shredder abgezogenen Feinstaub und dem flugfähigen Material aus der Windsichtung, der Shredderleichtfraktion (25 %), zusammen (vgl. Abbildung 4-5).

Funktionsprinzip einer Shredderanlage:

Kernstück des Verwertungsbetriebes ist ein Shredder, der nach dem Prinzip der Hammermühle arbeitet [99]. Das zu verarbeitende Altauto wird in der Regel von einem Kran auf ein Aufgabeband befördert. Durch das Eigengewicht rutscht das Autowrack auf ein reversierbares Treibrollenpaar zu, das vor der Öffnung des Shredders angebracht ist. Die Treibrollen erfassen das Wrack, drücken es zusammen und schieben es mit kontrollierter Geschwindigkeit in den Rotor des Shredders. Die rotierenden Hämmer reißen die Wrackteile über eine ambossartige Abschlagkante in ca. handtellergröße Stücke. Je nach Shreddertyp werden die zerkleinerten Stücke über das Ober- und/oder Unterrost ausgetragen (herkömmliche Shredder arbeiten nur mit einem oben liegenden Rost, während der so genannte Zerdinator über einen Ober- und Unterrost verfügt). Die Roste gewährleisten, dass das Material so lange im Shredder verbleibt, bis es eine bestimmte Mindestkorngröße unterschreitet. Die Zerkleinerung des teildemontierten und trockengelegten Altautos hat das Ziel, das Materialgemisch für die nachfolgenden Aufbereitungsschritte und Trennprozesse aufzuschließen, um somit definierte Stückgrößen von etwa 20 – 25 cm mit geringen Feianteilen zu erzeugen.

In der sich verfahrenstechnisch anschließenden Windsichteranlage werden mittels eines aufsteigenden Luftstroms flugfähige Anteile von schwerem Material (Schwerfraktion) getrennt. Das flugfähige Material (Leichtfraktion) wird zum Zyklonabscheider transportiert und dort gemeinsam mit den bei der Zerkleinerung im eigentlichen Shredder anfallenden Stäuben in die Shredderleichtfraktion (SLF) und feinste, im Zyklon nicht abscheidbaren Partikel getrennt.

Die Schwerfraktion gelangt nach der Windsichtung über ein Förderband in einen Magnetabscheider, der den ferromagnetischen Schrott (Eisen, Stahl) von der restlichen Schwerfraktion trennt (NE-Metalle mit Aluminium, Magnesium, Kupfer, Messing, Zink, Zinn, Nickel, Blei, Legierungen der NE-Metalle sowie Holz, Glas, Steine, größere Kunststoff- und Gummiteile). Je nach Shredderbetrieb werden per Hand stark kupferhaltige Eisenteile, Gummi- und Polsterteile mit Eisenkern sowie größere NE-Metallstücke aussortiert. Bei einigen Shredderanlagen ist noch eine Anlage zur NE-Abscheidung angeschlossen [100].

Eine schematische Darstellung eines Shredders zeigt die folgende Abbildung 4-6.

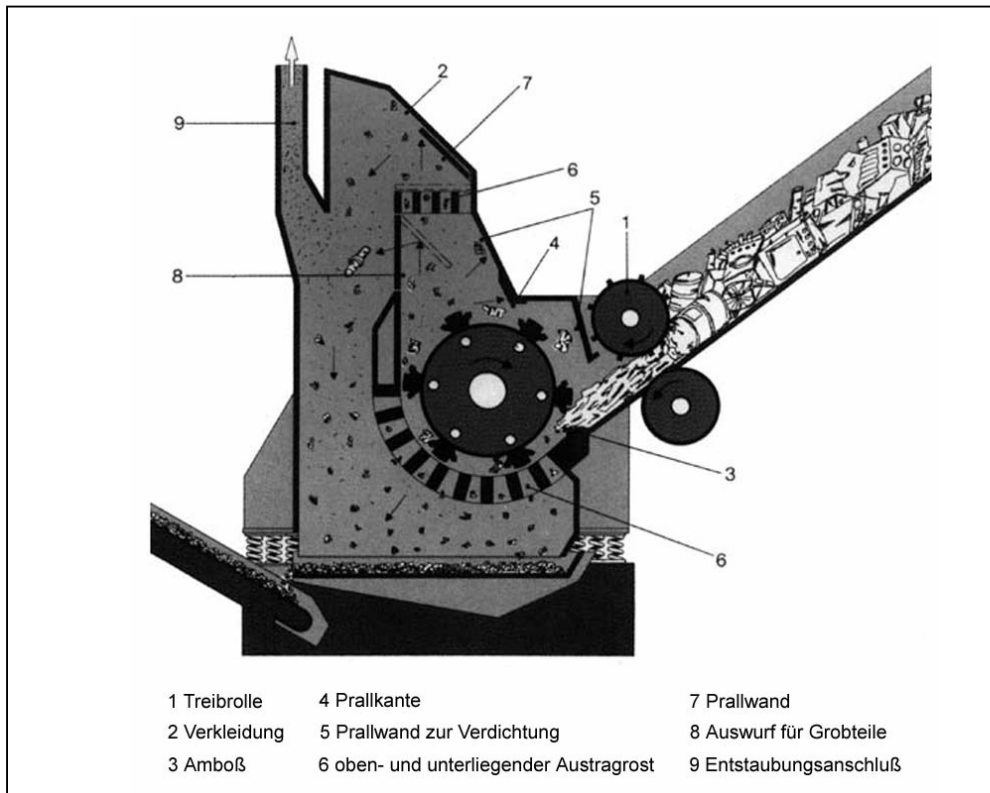


Abbildung 4-6: Schematische Darstellung eines Shredders [101]

Shredderschrott

Beim Shreddern werden ca. 90 Gew.-% der im Altauto enthaltenen Fe-Anteile mit einem Eisengehalt von 95-98 % zurück gewonnen, ca. 10 % gelangen als Feinfraktion in den Shredderrückstand. Von den für die Sekundärstahlerzeugung problematischen Materialien wie Kupfer und Aluminium enthält der Shredderschrott nur geringe Anteile. Jedoch muss bei verstärktem Aluminium-Einsatz im Pkw in der Zukunft auf die Al-Abtrennung verstärkt geachtet werden [99].

Shredderschwerfraktion (SSF)

Als Shredderschwerfraktion (SSF) wird die nicht-magnetische Schwerfraktion bezeichnet. Die weitere Aufbereitung der SSF erfolgt in Schwimm-Sink-Anlagen (vgl. Kapitel 4.3.2) mit dem Ziel, die NE-Metalle möglichst vollständig und sortenrein, je nach Anspruch des Schmelzbetriebes, zurück zu gewinnen.

Shredderleichtfraktion (SLF)

Die SLF stellt den eigentlichen Shredderabfall nach TA Abfall dar, der entsprechend entsorgt werden muss. Herkunft, Zusammensetzung und Eigenschaftsparameter der SLF unterliegen je nach Inputmaterial und Shredderanlage (Typ, Anlagenteile u.a.) starken Schwankungen. Untersuchungen bezüglich des Gehaltes an PCB's, PAK's und Kohlenwasserstoffen haben folgendes ergeben [99]:

- Die Belastung durch PCB aus Autokarosserien ist unbedeutend, sie kann durch vollständige Entfernung der Betriebsflüssigkeiten auf bis zu 5 ppm reduziert werden. Die gemessenen PCB-Werte sind in erster Linie auf Mischschrotte (u.a. Haushaltsgeräte) zurückzuführen.
- PAK's sind in Innenverkleidungsteilen, Reifen, Dichtungen, Gummikleinteilen und Stoßdämpferölen enthalten. Bis auf PAK's aus Ölen sind sie nur in geringem Umfang mobilisierbar, da sie an eine feste Matrix gebunden sind.
- Kohlenwasserstoffe werden überwiegend durch Mineralöle eingetragen.
- Je nach Input, z.B. abhängig vom Grad der Fahrzeugtrockenlegung, weist das SLF-Material einen gewissen Feuchtigkeitsgrad auf, der bei nachfolgender z.B. mechanischer Aufbereitung durch Trocknung herabgesetzt werden muss.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der Shredderprozess wird inklusive der einzelnen Anlagenteile Shredder, Windsichter, Magnetabscheider und NE-Abscheider in einem parametrisierten GaBi-Prozess abgebildet. Für jeden Anlagenteil wird der Energiebedarf entsprechend Durchsatz, Nennleistung und Auslastung berechnet (vgl. Tabelle 4-1). Da die Spannbreite in den Nennleistungen insbesondere für Shredder sehr groß ist, wird auf einen Shredder mit gebräuchlicher Leistungsaufnahme zurückgegriffen.

Tabelle 4-1: Anlagenkenndaten für eine Shredderanlage (eigene Datenerhebung [102] und Abgleich mit [103])

<i>Anlagenteil</i>	<i>Nennleistung [kW]</i>	<i>Durchsatz [t/h]</i>	<i>Auslastung</i>
○ Shredder (Zerdirator)	680	9,5	0,7
○ Windsichter	140	4,7	0,7
○ Magnetabscheider und Förderbänder	150	9,5	0,7
○ NE-Abscheider	40	0,35	0,9

Die durch unvollständige Materialaufschlüsse und -trennleistungen im Shredderrückstand verbleibenden NE-Metalle werden zu 23,3 % angenommen [95]. In gleicher Art verbleiben Metalle zu ca. 4 % in der Shredderleicht- und in der NE-Fraktion [92]. Je nach dem sich anschließenden Aufbereitungsverfahren werden diese Metalle bzw. NE-Metalle in einem nachfolgenden Trennprozess gewonnen und stellen somit keine tatsächlichen Verluste dar oder sie gehen infolge einer Deponierung der Shredderleichtfraktion verloren.

Für die im Shredderprozess auftretenden Emissionen gehen Daten über Staub- und Schwermetallemissionen in die Bilanz ein.

Datenherkunft

Die Anlagenkenndaten wurden zum einen im Rahmen der Datenerhebung für diese Arbeit bei Shredderbetrieben aufgenommen und zum anderen mit aktuellen Anlagenbroschüren der Hersteller [100] und mit Daten aus [98] abgeglichen.

4.3.2 Schwimm-Sink-Anlage

Im Aufbereitungsprozess der Shredderanlage fallen die NE-Metalle als Fraktion von Mischmetallen in Verbindung mit den durch die Windsichtung nicht ausgeschiedenen Materialien (PVC, Gummi und anderen schweren nichtmetallischen Bestandteilen) in der so genannten NE-Fraktion an. Aufgabe der Schwimm-Sink-Sortierung ist die Trennung der Bestandteile dieser nicht-magnetischen Shredderschwerfraktion.

Verfahrensprinzip:

Der eigentlichen Schwimm-Sink-Sortierung vorgeschaltet sind eine Siebtrommel zur Auftrennung der NE-Fraktion in Teilfraktionen unterschiedlicher Korngröße (<15 mm, 15-50 mm, 50-100, >100 mm) sowie ein Überbandmagnet zur Abscheidung der noch enthaltenen magnetischen Fraktion (häufig Fe/Gummi-Verbunde)³⁴. Die Grobfraktion (>100 mm) wird anschließend einer Handsortierung zugeführt. Die Feinfraktion (<15 mm) wird deponiert oder zur weiteren Aufbereitung nach Asien transportiert [104].

In der Schwimm-Sink-Anlage durchläuft das Material zwei Dichtesortierstufen. In der ersten Schwimm-Sink-Stufe wird in einem Wasser-Ferro-Silizium-Gemisch mit einer eingestellten Dichte von ca. 1,9 - 2,1 g/cm³ der Magnesiumanteil sowie Kunststoffe und Gummi abgetrennt. Diese Materialien schwimmen aufgrund ihres geringeren spezifischen Gewichtes in der Trübe auf, während die anderen NE-Metalle absinken. Das Magnesium wird über eine Wirbelstromanlage von den anderen Materialien getrennt³⁵. Das Sinkgut der ersten Stufe wird anschließend einer zweiten Dichtentrennung bei einer Dichte von ca. 3,0 g/cm³ unterzogen. Dabei schwimmt vor allem Aluminium mit einem gewissen Anteil an Fremdstoffen auf. Sinkgut dieser zweiten Stufe sind hauptsächlich die Buntmetalle Kupfer, Messing, Blei und Zink. Die Abtrennung der Aluminiumfraktion erfolgt in einem zweiten Wirbelstromscheider³⁶, wobei ein Aluminiumgehalt von ca. 98 % erreicht wird.

Die Magnesiumfraktion mit einem Magnesiumgehalt von 95 % sowie die Aluminiumfraktion werden an die entsprechenden Umschmelzwerke verkauft. Die Gummi- und Kunststofffraktion aus der ersten Dichtesortierstufe wird häufig als Brennstoff in der

³⁴ Je nach Verfahren ist auch noch eine Waschtrommel zur Vorabscheidung von nicht-metallischen Materialien vorgeschaltet, die deponiert werden, vgl. Fliesbild [105].

³⁵ Es wird dabei ein Magnesiumgehalt von ca. 95 % erreicht [104].

³⁶ Das Prinzip von Wirbelstromscheidern besteht in der Induktion von Wirbelströmen in Metallteilen durch zeitveränderliche Magnetfelder. Schnell rotierende Magnete erzeugen z.B. in Aluminiumteilen einen Strom. Jeder Stromfluss verursacht ein Magnetfeld, das dem ursprünglichen Feld entgegengerichtet ist. Die Folge ist, dass NE-Metallteile, die üblicherweise nicht auf Magnete reagieren, abgestoßen werden [99], [78].

Zementindustrie eingesetzt [106]. Die Buntmetalle aus der zweiten Sinkstufe werden anschließend von Hand sortiert, fast ausnahmslos in Fernost [106]³⁷.

Zur Verdeutlichung der oben beschriebenen Technik zeigt die Abbildung 4-7 beispielhaft die Stoffflüsse der NE-Fraktion in einer Schwimm-Sink-Anlage.

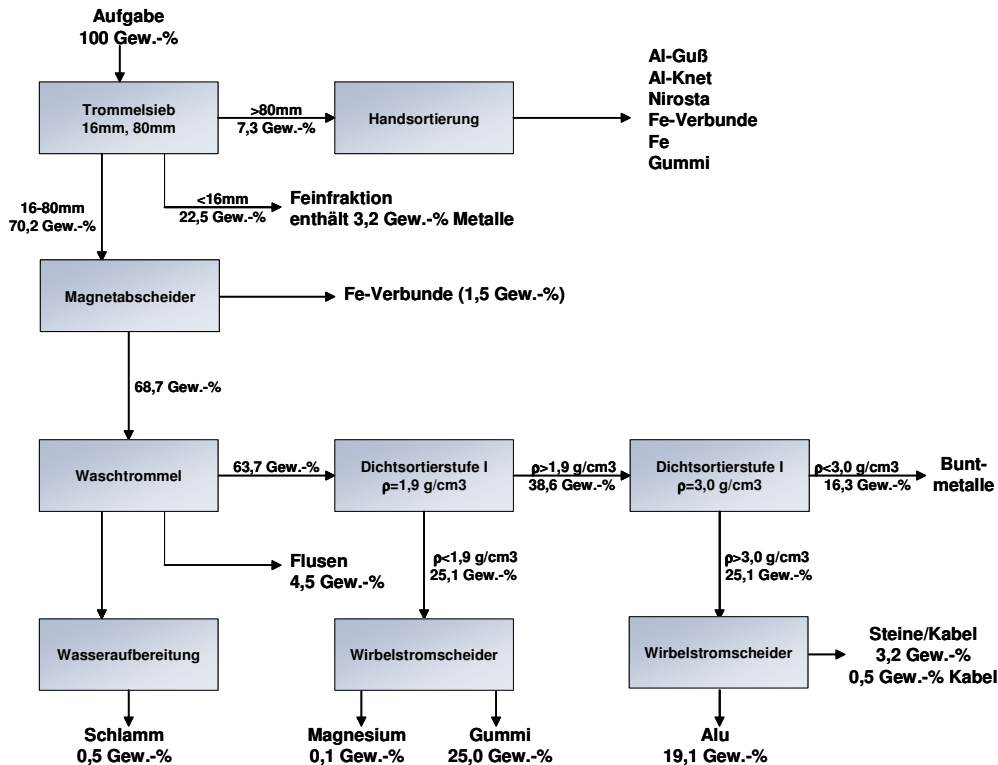


Abbildung 4-7: Exemplarisches Verfahrensfliessbild einer Schwimm-Sink-Anlage [105]

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der Prozess bildet die oben beschriebenen Verfahrensschritte bis zur zweiten Sortierstufe inklusive der Wirbelstromscheidung anhand der Input-Output-Relationen ab. Inputflüsse sind im Wesentlichen der benötigte Strom, das Ferrosiliziumgemisch zur Dichttrennung sowie die zu trennende NE-Fraktion. Outputflüsse sind die erhaltenen Materialfraktionen zur weiteren Verwertung (Magnesium, Aluminium, Buntmetalle) bzw. Deponierung.

Datenherkunft

Bei den für die Prozessmodellierung verwendeten Daten zum Energieverbrauch, den eingesetzten Betriebsstoffen sowie anfallenden Outputfraktionen handelt es sich um Industriedaten aus dem Jahr 2001, die im Rahmen dieser Arbeit bei einer Schwimm-Sink-Anlage erhoben wurden.

³⁷

Eine Möglichkeit der Trennung dieses Sinkgutes der zweiten Stufe sowie des Schwimmgutes der ersten Sortierstufe besteht durch eine optische Sortieranlage (Systems „Mikrosort“, angeboten von den Firmen Comodas und Mogensen in Wedel) [107].

4.3.3 Elektrostahlverfahren

Neben dem Stahlerzeugungsprozess im Hochofen/Oxygenstahlwerk, in dem überwiegend aus Primärrohstoffen Flachstahlprodukte hergestellt werden, ist das Elektrostahlverfahren das zweite wichtige Stahlherstellungsverfahren³⁸. Die Elektroofenroute basiert dabei fast ausschließlich auf dem Einsatz von Stahlschrott³⁹. Je nach Herkunft (Eigen-, Rücklauf-, Umlauf oder Fremdschrott) und Beschaffenheit (z.B. Blockschrott, schwerer und leichter Schrott) des Schrottes und ob es sich um legierten⁴⁰ oder unlegierten Schrott handelt, werden verschiedene Schrottsorten und -gruppen unterschieden, die getrennt gelagert und eingeschmolzen werden.

Als Einschmelzaggregat wird hauptsächlich der Elektro-Lichtbogenofen verwendet (vgl. Abbildung 4-8). Das Schmelzgut wird in das kippbare Ofengefäß gegeben, durch dessen Deckel drei Graphitelektroden ragen. Die notwendige Energie⁴¹ wird hier im Vergleich zum Blasstahlwerk nicht durch Verbrennung mit Hilfe von Sauerstoff, sondern durch elektrische Energie erzeugt. Durch Anlegen einer Spannung zwischen den Graphitelektroden bildet sich ein Lichtbogen. Ein zusätzliches Einblasen von Sauerstoff beschleunigt die Einschmelzphase. Neben dem Input von Stahlschrott werden auch Zuschläge wie z.B. Kalk oder Flußspat, Reduktionsmittel (Kohlenstoff) und Legierungselemente zugeführt. Weitere detaillierte Informationen zu den Rohstoffen, dem Verfahrensablauf, den physikalischen und chemischen Vorgängen u.a. bei der Stahlerzeugung im Lichtbogenofen sind z.B. [108] zu entnehmen.

In nachgeschalteten eigenen Anlagen werden die sekundärmetallurgischen Prozesse durchgeführt, wie Entschwefeln, Entkohlen, Entgasen, Desoxydieren, Feineinstellung der Legierungselementgehalte sowie die Einstellung möglichst niedriger Gehalte an unerwünschten Begleitelementen.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der GaBi-Prozess umfasst die Verfahrendaten der oben beschriebenen Elektrostahlerzeugung mit den benötigten Einsatzstoffen inklusive ihrer Vorketten sowie der Bereitstellung der benötigten Legierungselemente Ferrochrom, Ferromangan, Ferronickel und Ferrosilizium. Outputseitig sind die entsprechenden Abfälle, Abwasser und Emissionen erfasst.

Datenherkunft

Bei den Daten handelt es sich um gemittelte Industriedaten des Jahres 1998. Die Prozessdaten wurden im Rahmen dieser Arbeit aktualisiert und um die Daten zur Bereitstellung der Legierungselemente ergänzt.

³⁸ Elektrostahlwerke erzeugen vornehmlich Langprodukte.

³⁹ Am Einsatz für die Stahlerzeugung weltweit ist Schrott zu ca. 40 % beteiligt. Je nach Stahlerzeugungsverfahren wird er jedoch unterschiedlich verwendet. So wird Stahlschrott auf der Primärerzeugungsroute (Sauerstoff-Blasverfahren) im Konverter als Kühlschrott eingesetzt. Die zugegebene Menge ist allerdings auf maximal 20 % des gesamten Fe-Inputs begrenzt [109], [110].

⁴⁰ Schrott wird als „legiert“ bezeichnet, wenn er neben der üblichen Bestandteilen des Stahls, wie z.B. Kohlenstoff und Mangan, auch größere Anteile an anderen Elementen enthält, wie z.B. Chrom, Nickel, Molybdän und Wolfram [108].

⁴¹ Die elektrische Energie wird in Elektroöfen zum Schmelzen des Schrottes und sonstigen Einsatzstoffen, zur Schlackebildung, zum Schmelzen von Legierungsmitteln sowie zum Warmhalten und Überhitzen der Stahlschmelze verwendet [108].

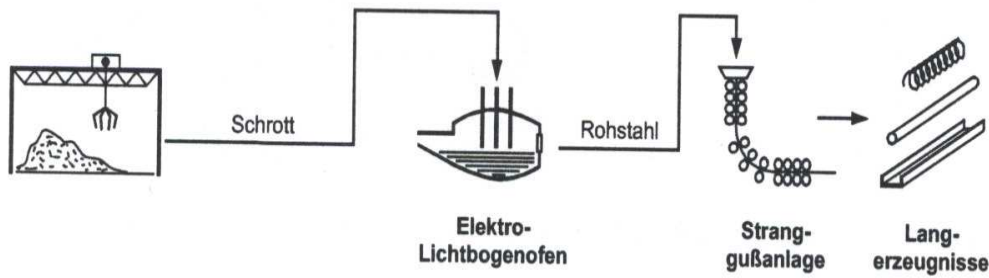


Abbildung 4-8: Stahlerzeugung im Elektrolichtbogenofen

4.3.4 Ne-Metalle: Aluminium-, Magnesium-, Kupfer- und Zinkrecycling

4.3.4.1 Aluminiumrecycling

Im Gegensatz zu Primäraluminium, welches ausschließlich nach dem Verfahren der Schmelzflusselektrolyse in Aluminiumhütten hergestellt wird, wird Sekundäraluminium durch Einschmelzen von Aluminiumschrotten gewonnen.

Aluminiumwerkstoffe sind durch eine Vielzahl von Legierungen mit den unterschiedlichsten Gehalten an Legierungselementen gekennzeichnet. Das Recycling bei Knetlegierungen⁴² ist durch die relativ niedrigen zulässigen Gehalte an Begleit- und Störelementen (Fe, Zn, Mg, Cu) schwierig und kostspielig und nur möglich, wenn das rücklaufende Material sauber nach Legierungen sortiert wird⁴³. Gegenwärtig werden Knetlegierungen daher noch zu einem wesentlichen Teil aus Primäraluminium erschmolzen⁴⁴. Demgegenüber ist die Sekundäraluminiumindustrie der wesentliche Lieferant von Gusslegierungen⁴⁵ [83]. In Deutschland werden ca. 60% des Sekundäraluminiums für Gussteile im Automobilbereich verbraucht⁴⁶.

Für das Recycling ungünstig ist das Vermischen von Knet- mit Gusslegierungen, wie es zum Teil in Karosseriebauweisen vorgenommen wird. Die für Aluminiumkarosserien geeigneten

⁴² Aluminium-Knetlegierungen zeichnen sich durch Eigenschaften wie hohe Festigkeit, gute Spann- und Polierbarkeit sowie Korrosionsbeständigkeit aus. Sie werden daher für mechanisch hoch beanspruchte Teile mit geringem Gewicht als Konstruktionsmaterial und als Werkstoff im Fahrzeug-, Flugzeug- und Schiffsbau verwendet. Die wichtigsten Aluminium-Knetlegierungen sind Aluminium-Magnesium-Legierung, Aluminium-Kupfer-Magnesium-Legierung, Aluminium-Silizium-Legierung.

⁴³ Infolge eines steigenden Rücklaufes von reineren Schrotten bildet sich auch bereits vermehrt eine Produktion von Knetlegierungen aus [111].

⁴⁴ Es werden aus Primäraluminium aber auch Gusslegierungen mit besonderen Anforderungen an die Reinheit produziert.

⁴⁵ Bei Aluminium-Gusslegierungen wird zwischen Sand-, Fein- und Druckguss differenziert. Diese Legierungen sind sehr verschleißfest, schweißbar und korrosionsbeständig. Sie werden als schwingungsbeanspruchte Gussteile wie Gehäuse von Getrieben, Motoren und Pumpen, als Geräte und Maschinen für den Haushalt und in der Lebensmittelindustrie z.B. für Dosen und andere Verpackungen verwendet.

Gusslegierungen unterscheiden sich von den Knetlegierungen grundsätzlich durch sehr viel höhere Si- und niedrigere Mg- und Cu-Gehalte. Nur durch das „Verdünnen“ mit einem größeren Anteil an Primäraluminium ist eine Mischung aus diesen beiden wieder einsetzbar. Eine Möglichkeit, den Anteil an Primäraluminium möglichst gering zu halten, ist daher die Separation dieser Legierungen. Verschiedene Separationswege wie z.B. die Hot-Crush-Technik, die Atom-Emissions-Spektroskopie und andere werden in [112] aufgezeigt.

Das Prinzip des Aluminiumrecyclings besteht im Vermischen verschiedener Einsatzstoffe wie Altschrotte, Späne, Neuschrotte, Krätze und Vorschmelzware im Schmelzofen und somit auch die Vermischung der zugehörigen Legierungselemente der Einsatzstoffe [111]. Die Zusammensetzung der eingesetzten Vorstoffe hängt dabei ausschließlich von der zu produzierenden Legierung mit den vorgegebenen Grenzgehalten an Begleitelementen (besonders Fe) sowie von den verfügbaren Schrotten ab [112], [113]. Andernfalls besteht das Risiko von Mikrolunkerung, schlechteren Eigenschaften und Versprödung [114].

Von den gesammelten Al-Schrotten wird nach der Wiegung und eventuell zusätzlicher Aufbereitung die zu erwartende Metallausbeute bestimmt sowie eine Legierungsanalyse in der so genannten Probenschmelze durchgeführt. Auf Basis dieser Klassifizierung, die in 22 Schrottklassen erfolgt, werden die Schrotte zu ofenfertigen Chargen zusammengestellt und eingeschmolzen. Das „klassische“ Schmelzverfahren ist das Schmelzen der verunreinigten Schrotte im ölbeheizten Drehtrommelofen unter einer Salzdecke (vgl. Abbildung 4-9). Durch die Verwendung des Salzes wird eine Oxidation des metallischen Aluminiums und somit ein unnötiger Abbrand vermieden. Die Schmelze wird von Oxideinflüssen, organischen Anhaftungen und anderen Verunreinigungen gereinigt⁴⁷. Die benötigte Salzmenge, und damit auch die Menge anfallender Salzschracke, ist abhängig vom Grad der Verunreinigung des Schrottes. Durchschnittlich fallen pro Tonne Sekundäraluminium 500-600 kg Salzschracke an, die in speziellen Anlagen aufbereitet und wieder eingesetzt wird. Das flüssige Metall wird nach dem Einschmelzen vom Schmelzesalz getrennt und in einen Warmhalteofen (Konverter) überführt. Nach einer Behandlung mit Spülgas, meist ein Stickstoff-Chlor-Gasgemisch, wird die gewünschte Legierung eingestellt und die Sekundärgusslegierung anschließend zu Masseln vergossen [113].

Für Schrotte mit geringerem Verunreinigungsgrad stehen auch andere Schmelzverfahren zur Verfügung, wie das Einschmelzen in Induktionsöfen oder in gas- oder ölbeheizten Herdöfen, die mit wenig beziehungsweise ohne Salzeinsatz laufen.

⁴⁶ So werden z.B. Getriebe- und Kurbelgehäuse, Zylinderköpfe, Kolben, Ansaugrohre und Teile des Brems-, Lenk- und Kühlsystems aus Sekundäraluminium gefertigt, Räder dagegen fast ausschließlich aus Primäraluminium [114].

⁴⁷ Dennoch auftretende Schmelzverluste, d.h. die Menge an Metall, die im Schmelzprozess aufgrund der hohen Affinität von Aluminium und Magnesium zu Sauerstoff oxidiert, verursachen eine Anreicherung der übrigen Elemente in der Schmelze. Dies kann durch eine gezielte Schmelzebehandlung in Form der Einleitung von Gasen in die Schmelze, z.B. durch Chlorieren, oder durch Zugabe von Raffinations-salzen beeinflusst werden. Weitergehende Ausführungen hierzu sind in [112] zu finden.

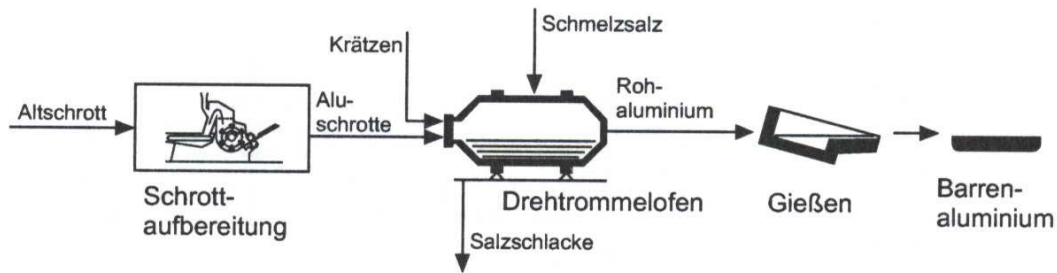


Abbildung 4-9: Herstellung von Sekundäraluminium im Drehtrommelofen [115]

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Das Recycling von Aluminiumschrotten wird wie oben beschrieben in den Prozessschritten Schrottaufbereitung, Umschmelzen im Drehtrommelofen unter einer Salzdecke sowie Aufbereitung der Salzschlacke modelliert. Weiterhin sind die entsprechenden Transporte zur Aufbereitung berücksichtigt.

Datenherkunft

Bei den Prozessdaten zum Primärenergieeinsatz, dem Einsatz von Betriebsstoffen, Emissionen, Abfällen und Reststoffen handelt es sich um Industriedaten aus dem Jahr 1997 in Abgleich mit Literaturdaten [112], [83].

4.3.4.2 Magnesiumrecycling

Im Gegensatz zum Aluminiumrecycling treten beim Recycling von Magnesium weniger Probleme unterschiedlicher Legierungsarten auf. Zum einen kommen alle Magnesiumlegierungen „aus einer Familie“ kommen und zum anderen macht deren begrenzte Anzahl eine Trennung einfacher⁴⁸ [115]. Andererseits ist es aufgrund sehr ähnlicher Eigenschaften wie Dichte, elektrische Leitfähigkeit usw. der einzelnen Legierungen nach dem Stand der Technik schwierig, sie in sortenreine Einzelfractionen zu trennen. Zu dieser Fragestellung seien einige Beispiele genannt: Untersuchungen der Firma Norsk Hydro haben ergeben, dass bei der Legierung AM60 der Anteil an Zink von 0,22% auf 0,5% ohne größere Auswirkungen auf die mechanischen Eigenschaften gesteigert werden kann. Dies würde für den Rücklauf der gängigsten Legierung AZ91 bedeuten, dass man sie mit Zulegierung auch zu AM 60 verarbeiten könnte [116]. Bei den AS- oder AE- Legierungen gibt es Probleme aufgrund des Siliziumgehaltes, wenn sie mit AZ- oder AM- Legierungen gemischt werden. Seltene Erden dagegen sind für die Qualität von AZ- oder AM- Legierungen eher unproblematisch, da bei hohen Aluminiumgehalten die Löslichkeit sinkt. Die Verunreinigung von Mg-Legierungen mit Eisen stellt auf Basis bestehender Technologien keine Schwierigkeit dar. Jedoch muss auf

⁴⁸

Für die gängigsten Magnesiumschrotte wurde eine Klassifikation in sechs Schrottypklassen vorgenommen. Es wird dabei unterschieden in Magnesiumschrotte je nach Verunreinigung und Beimengung (Typen 1A, 1B, 2 und 3) sowie andere magnesiumhaltige Materialien nach unsauberem Metallschrott, Spänen sowie Schlamm- und Schlackerückständen (Typen 4, 5A, 5B, 6A, 6B) (vgl. [117]).

eine konsequente Trennung von Kupfer und Nickel geachtet werden, da hierdurch das Korrosionsverhalten von Magnesium ungünstig beeinflusst wird.

Momentan fällt Magnesiumschrott insbesondere in den Schmelz- oder den Druckgussbetrieben an. Der Großteil der zukünftig anfallenden Magnesiumschrotte im Automobilbau wird neben den Produktionsabfällen in der unmagnetischen Shredderschwerfraktion anfallen. Deren Aufbereitung und die Gewinnung der einzelnen NE-Metalle ist in Kapitel 4.3.2 beschrieben.

Der gesammelte Magnesiumschrott⁴⁹ wird analysiert und je nach Reinheits- (bezogen auf die Legierung) und Verunreinigungsgrad in die verschiedenen Schrottklassen separiert. Daraus werden die entsprechenden Chargen für die Schmelze zusammengestellt. Um wieder HP- (High-Purity)-Qualität zu erhalten, müssen Oberflächenverunreinigungen durch Waschen, Entölen oder Entfärben entfernt werden. Zum Rückschmelzen existieren mehrere Schmelzverfahren. Sie lassen sich prinzipiell in salzfreie Verfahren⁵⁰, die nur für Schrott vom Typ 1 geeignet sind, und Rückschmelzverfahren unter Salzeinsatz⁵¹, die grundsätzlich für alle Schrotttypen geeignet sind, einteilen. Die Magnesiumschmelze wird zum Schutz vor Oxidation mit einem Schutzgas abgedeckt. Als Gase werden hierzu Schwefelhexafluorid (SF₆) bzw. eine Mischung aus SF₆/ CO₂/ Luft oder Schwefeldioxid (SO₂) verwendet. Die Verwendung von SF₆ ist unter Umweltaspekten problematisch sowie auch kostenintensiv. Deshalb werden zum einen die Mengen reduziert. Zum anderen ist man auf der Suche nach Alternativen⁵². Die Abgase werden einer Rauchgaswäsche zugeführt.

Je nach Verfahren ist eine Nachraffination notwendig. Beim Rückschmelzen im Mehrkammerofen, in dem allerdings auch nur kaum verunreinigte Schrotte der Typen 1 und 2 eingesetzt werden, ist sie nicht notwendig. Die Verunreinigungen setzen sich in den vorderen Kammern als Sumpf ab und die hintere Kammer enthält nur das Endprodukt. Beim Tiegelofen ist noch eine Nachraffination durchzuführen. Die metallischen Begleitstoffe werden als Schlacke abgeführt. Die Magnesiumschmelze wird anschließend auf die gewünschte Legierung eingestellt.

Magnesium wird aufgrund seiner entschwefelnden Eigenschaft auch als Beimischung beim Recycling von Stahl eingesetzt [115].

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Das Recycling von Magnesiumschrotten wird inklusive der Transporte zur Aufbereitung, der Separierung, dem Umschmelzprozess sowie der Raffination bis zum Vorliegen der

⁴⁹ Die Firma Magnesium Elektron in Manchester hat dafür ein Logistiksystem, den „Magnesium Elektron European Recycling Service“ eingerichtet [118].

⁵⁰ Mehrkammerofen für Produktionsabfälle der Fa. Schmitz + Apelt LOI, Doppel-Ofen-System Norsk Hydro (aufgrund der hohen Störanfälligkeit hat sich das Verfahren nicht durchgesetzt), Schmelztiegel von Dow Chemical [107]

⁵¹ Mehrkammer Norsk Hydro, Tiegelofen Norsk Hydro [107]

⁵² Ein Gemisch aus SO₂ und N₂ wird von der Firma Unitech in Österreich verwendet. Norsk Hydro z.B. bietet Öfen mit einem Gemisch aus SO₂ und Luft an. Das SO₂ bildet mit flüssigem Magnesium an der Badoberfläche MgO und MgS. Diese wiederum bilden jenen Schutzfilm, der den Kontakt mit Luftsauerstoff vermeidet [119].

Magnesium-Massel modelliert. Als Schutzgas kann optional der Einsatz von SF₆ als auch SO₂ angenommen werden, beide sind als frei wählbare Parameter vorgegeben.

Datenherkunft

Die Prozessdaten zum Stromverbrauch, dem Einsatz der Betriebsstoffe Salz und Schutzgase SF₆ bzw. SO₂ sowie der anfallenden Schlacke sind Industriedaten aus dem Jahr 1995. Sie wurden zusätzlich mit Literaturdaten und veröffentlichten Firmenangaben abgeglichen [120], [121], [122].

4.3.4.3 Kupferrecycling

Die Verarbeitung sekundärer Kupferrohstoffe metallischer Art wie Kupfer-, Messing-, Bronze- und Rotgusschrott sowie der kupferhaltigen Zwischenprodukte (Schlacken, Krätzen, Aschen, Schlämme) erfolgt in Deutschland auf pyrometallurgischem Weg überwiegend nach dem so genannten Schachtofen-Konverter-Prozess. Metallisches Einsatzmaterial wird dabei überwiegend im Konverter oder Anodenofen eingesetzt, sonstige Rohstoffe werden zusammen mit Konverter- und Anodenofenschlacken im Schachtofen oder Elektroofen reduzierend geschmolzen [123]. Als Reduktionsmittel wird im Schachtofen Koks zugesetzt sowie Kalkstein, Eisenoxid oder Sand als Schlackenbildner [84]. Durch gezielte Prozessführung reichern sich Kupfer, Nickel und die Edelmetalle im Anodenkupfer an, Zink, Zinn und Blei im Flugstaub. Eisen und restliche Begleitstoffe werden in der Schlacke angereichert.

Die Raffination von Reinkupferschrott oder sortenreinen Legierungsschrotten kann auch in Halbzeugwerken und Umschmelzwerken stattfinden [124].

Kupfer aus der Altfahrzeugverwertung findet sich als Legierungsschrott in den Kühlern, als Kupfergranulat aus der Kabelzerlegung (vgl. Kapitel 4.5.2), als Kupfer/Eisenschrott und als Platinen aus der Elektronik.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Die Verarbeitung von Kupferschrotten wird in zwei Prozessschritten modelliert. Der erste Schritt stellt die Schrottaufbereitung dar. Der zweite Schritt beinhaltet das Umschmelzen und die Raffination wie im oben beschriebenen Schachtofen-Konverter-Prozess.

Datenherkunft

Die Daten zum Primärenergieeinsatz, Emissionen, Reststoffen und Kuppelprodukten bei der Kupfererzeugung aus sekundären Rohstoffen stammen aus einer Ökobilanz der Kupfererzeugung und -verarbeitung, die im Auftrag des Deutschen Kupfer-Institutes Düsseldorf erstellt wurde [123]. Die Daten wurden bis 1994 erhoben.

4.3.4.4 Zinkrecycling

In Kraftfahrzeugen findet sich Zink hauptsächlich in Form von Stahlblechverzinkung als Korrosionsschutz und aufgrund seines ausgezeichneten Formfüllungsvermögens als Druckgussbauteile⁵³ [115].

Bei der sekundären Zinkgewinnung sind generell metallische und nichtmetallische Einsatzstoffe zu unterscheiden.

Bauteile aus Zinkhalbzeug, aus Druck- und Kokillenguss und andere metallische Zinkprodukte können nach dem Ende ihrer Nutzungsdauer unmittelbar durch Umschmelzen in indirekt beheizten Schmelzöfen ohne Qualitätsverlust wieder gewonnen werden [125]. Aluminium – und Eisenteile werden vor dem Schmelzen abgetrennt. Während sortenreine Schrotte nur geschmolzen und abgegossen werden, erfolgt bei sauberen Schrotten nach dem Einschmelzen die Seigerung⁵⁴ vor dem Abguss. Die Verarbeitung von Mischschrotten findet in einem Abschmelzofen statt, wobei höher schmelzende Metalle zurückbleiben. Hauptprodukte der Verarbeitung von Zinkschrotten sind Sekundärzink und Sekundärzinklegierungen. In dem Verfahren fallen keine Reststoffe an. Alle Nebenprodukte wie Schmelzrückstände, Seigerprodukte wie Hartzink, Aschen und Stäube sind werthaltige Verkaufsprodukte.

Nichtmetallische zinkreiche⁵⁵ und komplexe metallische Vorstoffe werden sowohl im IS-Ofen⁵⁶ eingesetzt als auch zur ZnO-Erzeugung genutzt. Dabei wird der Zinkinhalt verflüchtigt und in Sprühkondensatoren als Rohzink niedergeschlagen.

Nichtmetallische zinkarme⁵⁷ Vorstoffe durchlaufen einen Anreicherungsprozess. Bei dieser so genannten Wälzrohrtechnik werden Zink, Blei, Halogenide und Alkalien verflüchtigt und in einem Flugstaub (Wälzoxid) angereichert. Dieses Wälzoxid kann einem IS-Ofen und nach weiterer Reinigung einer Elektrolyse zugeführt werden [125].

Das in den verschiedenen Verfahren erzeugte Sekundärzink kann nach der Seigerung direkt als Hüttenzink verkauft oder alternativ zu Feinzink raffiniert⁵⁸ werden. Ebenso ist eine Verarbeitung zu Zinkoxid oder Zinkstaub möglich.

Eine Rückgewinnung des Zinkes aus verzinkten Stahlschrotten ist derzeit hauptsächlich beim Einschmelzen im Elektroofen möglich⁵⁹. Beim Einschmelzen verdampft das Zink fast vollständig und schlägt sich in oxidiert Form im Flugstaub nieder. Diese Flugstäube mit einem (Zn + Pb)-Gehalt von mehr als 30 % können im IS-Ofen eingesetzt werden.

⁵³ Der Korrosionsschutz in Form der Verzinkung von Stahl ist mit einem Anteil von 31 % an der gesamten Zinknutzung in Deutschland zum mengenmäßig bedeutendsten Anwendungsbereich für Zink geworden. Zinkguss hat einen Anteil von 10 % an der Zinknutzung in Deutschland. [125].

⁵⁴ Seigern = bei Metallschmelzen das Ausscheiden von Kristallen beim Erkalten [126]. Durch Seigerung können z.B. Blei und Trass abgetrennt werden.

⁵⁵ > 35 % Zink

⁵⁶ IS-Ofen = Imperial Smelting-Ofen; Zum IS-Verfahren vgl. auch [125], S. 41 ff.

⁵⁷ < 35 % Zink

⁵⁸ Die Raffination von Rohzink wird üblicherweise nach dem New-Jersey-Verfahren (Zinkdestillation) in einer ein- bzw. zweistufigen Rektifikation vorgenommen.

⁵⁹ Derzeit sind neue Verfahren mit dem Ziel, die zinkhaltigen Flugstäube aus dem Elektroofen aufzuarbeiten, in der Entwicklung und Erprobung, z.B. das BSN-Verfahren der BSW-Stahl-Nebenprodukte GmbH [127] und das Primus-Verfahren der Fa. Paul Wurth S.A. Luxemburg [125].

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der modellierte GaBi-Prozess beinhaltet die Verarbeitung von Zinkschrotten im Schmelzofen wie oben beschrieben.

Datenherkunft

Die Daten zum Bedarf an elektrischer Energie, Erdgas und Diesel, Betriebsmitteln, die Transportparameter sowie atmosphärische Emissionen, Zwischen- und Reststoffen sind der Studie des Institutes für Metallhüttenkunde und Elektrometallurgie der RWTH Aachen [125] entnommen. Die Daten geben den Stand der Technik 1998/99 wieder.

4.3.5 Verwertung der Shredderleichtfraktion***Zusammensetzung und Eigenschaften:***

Die beim Shreddern eines Altfahrzeuges anfallende Shredderleichtfraktion schwankt in ihrer Zusammensetzung in Abhängigkeit von der Materialzusammensetzung des Fahrzeuges je nach Fahrzeugtyp und -alter sowie vom Demontageumfang. Überdies ist sie von der Qualität der im Shredderbetrieb eingesetzten Schneidwerkzeuge und Abscheider (Entstaubungsanlage, Magnetabscheider für Fe- und NE-Metalle) abhängig. Grundsätzlich kann sie als heterogenes Gemisch der im Pkw verwendeten Materialien wie Kunststoffe, Elastomere, Schaumstoffe, Holz, Glas, Reste der Fahrzeugbeschichtung sowie verschiedener nicht abgetrennter Restmetalle beschrieben werden. Sie bildet eine faserige, feuchte Matrix, die mit größeren Bestandteilen vermischt und mit Feinkorn und Staub behaftet ist (vgl. Abbildung 4-10).



Abbildung 4-10: Typisches Aussehen der Shredderleichtfraktion [128]

Allgemeingültige Analysen der SLF-Zusammensetzung sind nicht möglich, da zum einen die Häufigkeitsverteilungen der einzelnen Teilfraktionen keiner einheitlichen Regel unterliegen und zum anderen aufgrund der Schwierigkeit einer repräsentativen Probennahme die Anteile der einzelnen Stoffe erheblichen Schwankungen unterliegen [129]. Dies gilt gleichermaßen für die Elementarzusammensetzung, zu der sich in Anhang C eine Zusammenstellung findet. Tendenziell setzt sich die SLF zu ca. 65 % aus organischen Bestandteilen (in erster Linie Kunststoffe) und zu ca. 35 % aus Glas, Keramik, Eisen, NE-Metallen und anderen

Restmaterialien zusammen. Tabelle 4-2 gibt eine Übersicht zu Materialzusammensetzungen von Auto-Shredderleichtfraktion, zusammengestellt aus verschiedenen Quellen⁶⁰.

Tabelle 4-2: Materialzusammensetzung der Shredderleichtfraktion

Material	Materialzusammensetzung Shredderleichtfraktion [Gew.-%]			
	[130]	[131]	[132]	[133]
Kunststoffe		30-35	30	25-33
chlorfreie Thermoplaste	13			
PVC	6			
PUR	7			
andere Thermo-u.				
Duroplaste	3			
Elastomere, Reifen	23	20-30	8	8-29
Holz, Zellulosestoffe	4	3-5		7-10
Faser-/Bezugsstoffe	6	3-5	9	
Lack/ Unterbodenschutz	3	3-5		3-10
Glas/ Keramik	13	10-16		13-16
Metalle		0,5-4	9	
Eisen	13			10-20
Kupfer	1			1-2
Aluminium	3			1,5-3,5
Inertmaterial		10-20		
andere Bestandteile (Rost, Sand, Staub)	5			0,5-2
Restfraktion			44	

Auch die Korngröße spiegelt die Heterogenität dieses Gemisches wider – sie reicht von ca. 1 mm bis zu über 80 mm großen Stücken. Die Schüttdichte der SLF liegt zwischen 230 und 360 kg/m³ [99]. Sie ist abhängig vom Feuchtigkeitsgehalt, der bei ca. 5 - 15 % liegt⁶¹. Der Heizwert liegt bei 9 bis 20 MJ/kg [130]. Wie verschiedene Untersuchungen ergeben haben, ist die SLF sehr oft, aber in unterschiedlichem Maße mit polychlorierten Biphenylen (PCB), polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und sonstigen Kohlenwasserstoffen (KW) belastet. Versuchsergebnisse haben gezeigt, dass insbesondere durch eine konsequent verbesserte Trockenlegung, d.h. Entfernung der Betriebsflüssigkeiten, die Schadstoffgehalte speziell von PCB erheblich reduziert werden können⁶².

⁶⁰ Bei Literaturangaben zur Zusammensetzung der Shredderleichtfraktion muss darauf geachtet werden, ob es sich um eine Analyse von Auto-SLF oder von gemischter SLF mit weißer Ware und anderem Shredderschrott handelt.

⁶¹ Folgende Spannbreiten und Werte werden in der Literatur angegeben: 5 - 15 %Gew.-% [130], 1 – 10 Gew.-% [99], 15,5 Gew.-% [134].

⁶² [99] nennt für die PCB-Belastung einen erreichbaren Wert von 5 ppm, in [129] werden heutige Schadstoffgehalte von 1-12 mg/kg PCB, 10-200 mg/kg PAK und 1-4 % KW belegt.

Die Angaben zum Mengenaufkommen an Shredderleichtfraktion in Deutschland von 400.000 – 600.000 t/a beruhen zumeist auf Schätzungen bzw. Hochrechnungen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass diese Zahlen das tatsächliche SLF-Aufkommen aus der Altfahrzeugverwertung erheblich überschätzen. Die Menge beläuft sich eher auf ca. 150.000 t/a (1996). Eine differenzierte Analyse dieser Angaben unter Einbeziehung bzw. Kennzeichnung der berücksichtigten und unberücksichtigten Zusammenhänge sowie Prognosen der zukünftig zu erwartenden SLF-Menge findet sich in [129].

Verwertung der Shredderleichtfraktion – aktueller Stand und zukünftige Optionen:

Zur Orientierung sei an dieser Stelle die derzeitige und in naher Zukunft zu erwartende diesbezügliche gesetzliche Situation vorangestellt.

Seit 01.04.1991 wurde die SLF aufgrund ihres Schadstoffgehaltes und der anfallenden Mengen durch die TA Abfall (vgl. Kapitel 2.1.2 und 2.1.3) als besonders überwachungsbedürftiger Abfall eingestuft. In Ermangelung eines im großtechnischen Maßstab realisierten Verfahrens zur Verwertung der SLF ist nach TA Abfall eine Entsorgung in einer Verbrennungsanlage für besonders überwachungsbedürftige Abfälle vorgesehen. Von dieser Regelung darf im Rahmen von Übergangsvorschriften im Falle unzureichender Verbrennungskapazitäten abgewichen werden [135] und die Shredderleichtfraktion entweder auf Sonderabfall- oder Hausmülldeponien entsorgt werden. Hier gelten die Zuordnungskriterien der TA Abfall für Sonderabfalldeponien) bzw. der TASI für Hausmülldeponien. Ein für die SLF relevantes Kriterium ist der Glühverlust, der aufgrund der hohen Kunststoff- und Elastomeranteile zwischen 25 und 65 Gew.-% liegt [130]. Für Sondermülldeponien ist ein Grenzwert für den Glühverlust von 10 Gew.-% und für Hausmülldeponien von 3 Gew.-% vorgeschrieben. Diese lassen sich nur nach thermischer Vorbehandlung der SLF erreichen. Auch in diesem Fall traten in Anbetracht mangelnder Verbrennungskapazitäten Übergangsregelungen zur Überschreitung der Grenzwerte ein, die im Geltungsbereich der TA Abfall bis zum 01.04.1997 und für Hausmülldeponien bis 01.06.05 gültig waren (vgl. Kapitel 2.1.2). Seit Ablauf dieser Fristen darf die SLF nur nach vorheriger thermischer Behandlung deponiert werden.

Ferner sind mit Inkrafttreten der ELV bzw. des Altfahrzeuggesetzes für die SLF Mindestverwertungsquoten ab 2006 und 2015 vorgeschrieben (vgl. Kapitel 2.1.5 und Kapitel 2.1.6). Die Deponierung der Shredderrückstände soll demnach bis 2015 auf maximal 5 Gew. % verringert werden. Im Rahmen der Fahrzeug-Typzertifizierung ist ab dem Jahre 2008 ein Nachweis über die Recyclingfähigkeit des Fahrzeuges zu führen und rechnerisch zu ermitteln, wie die durch die Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union vorgeschriebenen Zielsetzungen des Jahres 2015 (95 % Verwertungsquote) erreicht werden können. Der Nachweis hat auf Grundlage von Recyclingtechnologien, die zum Zeitpunkt der Zertifizierung zumindest erprobt sein müssen („Proven Technologies“), zu erfolgen.

Aufgrund der skizzierten gesetzlichen Sachlage sowie der ohnehin prognostizierten Verknappung des Deponieraumes werden seit längerem Alternativen für die Deponierung der SLF gesucht. So testete man bis in die letzten Jahre eine Reihe von Einsatzgebieten für unbehandelte SLF, die jedoch in der Realisierung an verfahrenstechnischen Problemen bisher scheiterten und/oder sich aufgrund mangelnder Wirtschaftlichkeit insbesondere in

Konkurrenz zu den Deponiepreisen nicht am Markt etablieren konnten bzw. nur in geringem Maße weitergeführt wurden. Zu nennen wären dabei unter anderem die (Mit-) Verbrennung der SLF in Hausmüllverbrennungsanlagen⁶³, die Verbrennung im Drehrohr-/Wirbelschichtofen, die Vergasung und der Einsatz in verschiedenen Pyrolyseanlagen [136], [137]. Die Rentabilität einer Aufbereitungsanlage für SLF wird sich sukzessiv erweisen, da seit 2005 eine Deponierung der SLF ohne thermische Behandlung durch die TASI untersagt ist. Die Verwertungskosten der SLF werden in Deutschland folglich mit den Kosten einer Verbrennungsanlage zur thermischen Behandlung von SLF mit anschließender Deponierung in Höhe von mind. 250 Euro/t konkurrieren⁶⁴.

Um die Ziele der ELV bezüglich der Verwertungsquote zu erreichen, dürfen außerdem nur solche Verfahren zum Einsatz kommen, die als stoffliche oder energetische Verwertungsverfahren anerkannt sind. Dies ist z.B. für Müllverbrennungsanlagen nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofes vom 13. 02.2003 nicht gegeben⁶⁵.

Aus dieser Sachlage heraus und mit der Erfahrung, dass die Qualitätsanforderungen der Verwertungsverfahren für die SLF nur mit entsprechender Aufbereitung zu erreichen sind, erscheint die vorherige mechanische Aufbereitung der SLF zu verwertbaren Fraktionen ein sinnvoller Ansatz. Das Ziel derartiger Aufbereitungsverfahren ist es, Restmetalle und Inertstoffe zu separieren und eine energiereiche, nichtmetallische Fraktion aufzubereiten (organische Bestandteile wie Kunststoffe, Textilien usw.), die als Substitut für fossile Brennstoffe dient (rohstoffliche Verwertung) oder auch stofflich aufbereitet wird.

Aus der Vielzahl der erwähnten aktuellen und potentiellen Entsorgungs- und Verwertungsverfahren für die Shredderleichtfraktion wurden für die vorliegende Arbeit einige Verfahren ausgewählt, die nachfolgend im Prozessablauf und der Modellierung beschrieben werden:

- Ablagerung auf der *Deponie*,
- stoffliche Verwertung der SLF in einem *Vergasungsverfahren* (am Beispiel der Sekundärstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe GmbH),
- *mechanische Trennverfahren* (am Beispiel des Salyp-Prozesses),
- rohstoffliche Verwertung im *Zementwerk* nach *vorheriger mechanischer Aufbereitung* und Separierung einer heizwertreichen Fraktion.

⁶³ Umgesetzt wurde die Mitverbrennung von SLF z.B. im Müllheizkraftwerk Würzburg mit jährlich 4000 – 5000 t [138].

⁶⁴ Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit verschiedener SLF-Aufbereitungsverfahren wurden von [139] durchgeführt.

⁶⁵ Ein Verbrennungsverfahren darf nur als Verwertung eingestuft werden, wenn der Hauptzweck eindeutig die Verwendung der Abfälle als Brennstoff ist oder der Einsatz als Mittel zur Energieerzeugung im Vordergrund steht. Bei einer Müllverbrennungsanlage ist dies eindeutig nicht der Fall, denn im Falle eines Abfallmangels würden keine Brennstoffe eingesetzt werden.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung:

Anhand eines parametrisierten Massenstromverteilungsprozesses kann jeweils das oder die Verfahren ausgewählt werden, welche in die jeweilige Bilanz/ Szenario eingehen sollen. So lässt sich beispielsweise der gesamte Massenstrom SLF auf 100 % Deponierung oder auch auf 50 % Deponie und 50 % rohstoffliche Verwertung einstellen.

Deponie

Die Modellierung des parametrisierten Deponieprozesses ist in Kapitel 4.6.3 beschrieben. Dieser inputspezifisch modellierbare Prozess wird auf den Input Shredderleichtfraktion unter Vorgabe der Elementarzusammensetzung angepasst (vgl. auch Anhang C). Da aus nachvollziehbaren Gründen nicht für jedes Fahrzeug mit jeder beliebigen Demontagetiefe eine Elementaranalyse der anfallenden SLF erstellt werden kann, zumal dies noch von dem jeweiligen Shredderprozess abhängt, ist auf vorhandene Auto-SLF-Elementaranalysen zurückzugreifen. Diese Tatsachen müssen entsprechend in der Bilanzauswertung Berücksichtigung finden. In diesem Fall wird die Elementaranalyse aus [128] herangezogen.

Vergasung der SLF im Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe⁶⁶:

In der Festbettdruckvergasung und der Schlackebadvergasung der Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe GmbH (SVZ) können feste Abfälle wie Altkunststoffe, Klärschlämme, Hausmüll und hausmüllähnlicher Industrieabfall, Elektronikschrott und auch Shredderleichtfraktion aus der Altfahrzeugverwertung eingesetzt werden. Zweck der Abfallvergasung ist die Erzeugung von Rohsynthesegasen, die in einer Methanol-Syntheseanlage eingesetzt werden. Verkaufsprodukte sind Methanol, Strom und ein Teilstrom an Synthesegas [140].

Vor dem Einsatz im Vergasungsprozess ist die vergasungsgerechte Aufbereitung der festen Abfälle zu einem stückigen Vergasungseinsatzstoff notwendig, der definierten Anforderungen vorrangig hinsichtlich Stückgröße, Materialdichte, thermischer Stabilität und mechanischer Festigkeit genügt⁶⁷. Anschließend wird in Abhängigkeit von Energiegehalt, Schadstoffkonzentration, Aschegehalt und Schmelzverhalten der verschiedenen Fraktionen der für die Vergasung optimale Mix erstellt. Es besteht auch die Möglichkeit eines direkten Einsatzes der Shredderleichtfraktion nach Anlieferung vom Shredderbetrieb. Dieser Fall erspart zwar eine mögliche Vorbehandlung, begrenzt jedoch aufgrund des dadurch erhöhten Feinanteils und die erschwerte Kontrolle des Prozesses die SLF-Zugabe auf wenige Prozent. Aus diesem Grund wird bevorzugt eine Kompaktierung oder Pelletierung der SLF durch eine eigene Anlage durchgeführt.

⁶⁶ Die Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe GmbH i. I. (SVZ), die sich seit April 2004 in Insolvenz befand, wurde zum 1. Oktober 2005 von der Sustec Schwarze Pumpe GmbH übernommen. (Pressemeldung vom 26. 09.2005, [141]).

⁶⁷ Der Abfall wird von Metallen, NE-Metallen und Inertstoffen befreit, zerkleinert und getrocknet bevor er auf Flachmatrizenpressen pelletiert wird [140].

Die *Festbettdruckvergaser* mit integrierter Gaskühlung und Wärmegewinnung sind als klassische Schachtreaktoren mit Gegenstrom ausgeführt und arbeiten bei einem Betriebsdruck von 25 bar mit den Vergasungsmitteln Sauerstoff und Wasserdampf. Der Vergasungsstoff wird über ein Schleusensystem in den Reaktor gebracht, in welchem er bei Temperaturen von 800 - 1000°C vergast wird. Der Vergasungsstoff und das Vergasungsmittel werden im Gegenstrom durch den Reaktor geführt, wobei der Kohlenstoffanteil des eingesetzten Vergasungsstoffes mit dem Vergasungsmittel zu stofflich nutzbaren Gasen reagiert. Nicht brennbare, mineralische Bestandteile der Einsatzprodukte bleiben in der Schlacke zurück. Im Reaktor selbst herrscht eine reduzierende Atmosphäre. Das im Oberteil des Reaktors ausströmende Gas gibt die Wärme an das Vergasungsgut ab. Neben unzersetztem Wasserdampf enthält dieses auch Staubpartikel sowie Teer- und Ölbestandteile. Diese Bestandteile werden in anschließenden Verfahrensstufen abgetrennt, aufgearbeitet und in den Flugstromvergasungsanlagen eingesetzt. Die gesinterte Schlacke wird mittels Drehrost am Boden des Reaktors ausgetragen.

Der wesentliche Unterschied zwischen dem im Jahr 2000 neu in Betrieb genommenen Schlackebadvergaser und dem Festbettdruckvergaser (FDV) liegt im Betrieb mit flüssigem Schlackebett und flüssigem Schlackeabzug, da beim FDV die Schlacke in einem festen und gesinterten Zustand abgezogen wird. Nach Angaben der SVZ soll der Schlackebadvergaser stündlich etwa doppelt soviel Abfälle verarbeiten wie ein Drehrostreaktor und dabei einen wesentlich geringeren Dampfverbrauch und entsprechend geringeren Anfall aus dem aufzuarbeitenden Prozesswasser aufweisen.

Eine schematische Darstellung des SVZ – Verwertungsprozesses gibt Abbildung 4-11. Eine detaillierte Beschreibung der Verfahren und Anlagentechnik findet sich in [140].

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der modellierte GaBi-Prozess beinhaltet den Vergasungsprozess in einem Festbettdruckvergaser wie oben beschrieben inklusive der vorgeschalteten Kompaktierung. Die Berechnung der Emissionen erfolgt auf Basis der SLF-Elementaranalyse [140].

Datenherkunft

Die Prozessdaten stammen aus einem Versuch der SVZ mit Einsatz von Autoshrederleichtfraktion im Festbettdruckvergaser und wurden für die Modellierung in der vorliegenden Arbeit zur Verfügung gestellt. Bezugsjahr der Daten ist das Jahr 2000.

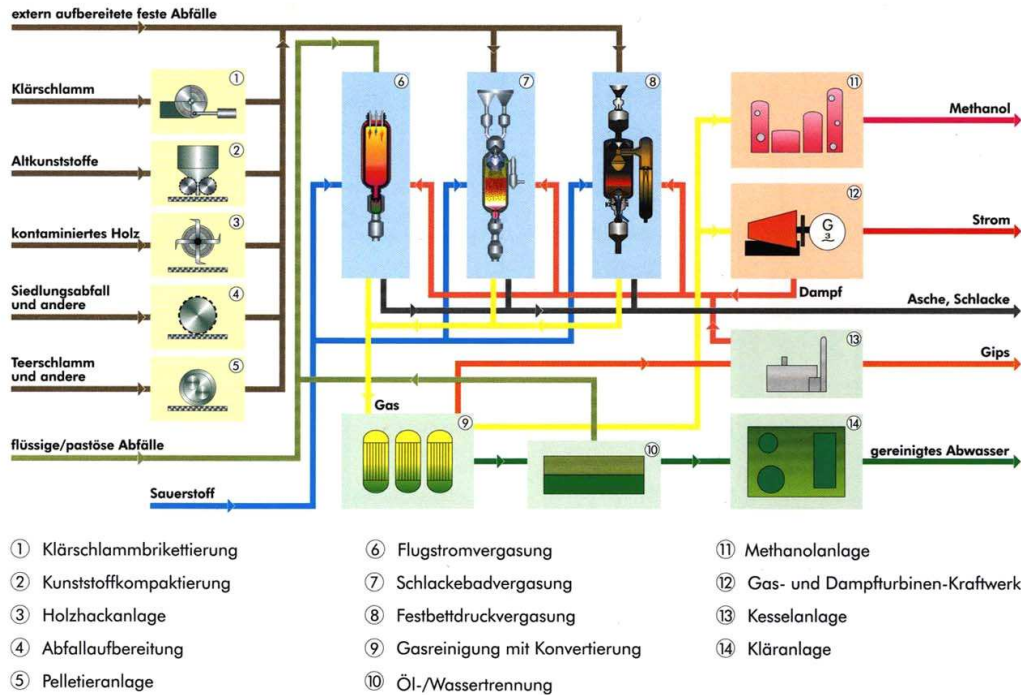


Abbildung 4-11: Schematische Darstellung des SVZ – Verwertungsprozesses, nach [142]

Mechanisches Trennverfahren am Beispiel des Salyp-Prozesses

Ziel mechanischer Trennverfahren ist es, die SLF so aufzubereiten, dass möglichst nur noch die Inertstoffe deponiert werden müssen. Die in der SLF vorhandenen Metalle und die organischen Bestandteile, wie Kunststoffe, Textilien, Elastomere, sollen für eine stoffliche bzw. energetische Verwertung gewonnen werden.

Bei dem Verwertungsverfahren von Salyp [128] handelt es sich um eine mechanische Sortierung der unbehandelten Shredderleichtfraktion in insgesamt sechs Fraktionen. In dem zehn Verarbeitungsstufen umfassenden Verfahren werden aus dem SLF-Input ca. 40 % Briketts, ca. 5 % Eisen- und NE-Metalle, ca. 21 % Polypropylen, ca. 4 % sauberer PU-Schaumstoff, ca. 2 % Polyolefine, bestehend aus einer Mischung PP und PE sowie eine gemischte Kunststofffraktion, bestehend aus 8 % des Inputs an SLF gewonnen.

In einem ersten Schritt wird die unbehandelte Shredderleichtfraktion in einem doppeltem Trommelsieb mechanisch in die vier Fraktionen der Korngrößen < 6 mm, 6 - 16 mm, 16 - 38 mm und > 38 mm separiert. Die Fraktion < 6 mm wird zusammen mit der nächst größeren Fraktion (6 - 16 mm) der Brikettiermaschine zugeführt und dort zu der anteilmäßig größten Outputfraktion des Salyp-Verfahrens, den Briketts für den Einsatz bei der Direktreduktion, verarbeitet.

Aus der Fraktion der Partikelgrößen > 38 mm, bestehend aus großen Kunststoffteilen und dem in der SLF enthaltenen PU-Schaumstoff, wird in einer Windsichtanlage der PU-Schaumstoff abgetrennt, der anschließend in einem Waschprozess von Verunreinigungen gereinigt wird.

Die Fraktion mit den Partikelgrößen 16 - 38 mm durchläuft, zusammen mit der beigemengten Kunststofffraktion aus dem Windsichter, mehrere Aufbereitungs- und Separierungsschritte, in denen die Eisen- und NE-Metalle sowie Fasern und Textilteile abgetrennt werden. Nach der anschließenden Zerkleinerung der verbleibenden Kunststofffraktion auf eine Korngröße von ca. 25-30 mm werden noch enthaltene Holz- und Metallbestandteile abgetrennt, die als Gesamtfraktion mit der Faser- und Textilfraktion energetisch verwertet werden. Nach Entfernung fast aller Störstoffe aus der kunststoffreichen Fraktion werden in einem Waschvorgang die an den Kunststoffteilen haftenden Verunreinigungen gelöst.

In einem letzten Schritt werden aus der gemischten Kunststofffraktion die Polypropylen-Fraktion und eine Fraktion aus Polyolefinen separiert. Funktionsprinzip dieser Anlage ist die unterschiedliche Energieaufnahme und Erwärmung verschiedener Thermoplaste bei der Bestrahlung mit einer bestimmten Infrarot-Frequenz und Intensität bzw. die verschiedenen Viskositäten bei gleicher Temperatur. Die gemischte Restkunststofffraktion wird für Füllzwecke verwendet.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der parametrisierte Prozess zur mechanischen SLF-Aufbereitung bildet das Verfahren der Firma Salyp wie oben beschrieben ab. Anhand der Parametrisierung werden aus der jeweiligen SLF-Zusammensetzung gemäß der Prozessführung die entsprechenden Outputfraktionen berechnet.

Datenherkunft

Die den Stand der Technik des Jahres 2002 beschreibenden Daten und Informationen zu Energiebedarf, Betriebsmitteln, Emissionen und Abfällen wurden von [143] bereitgestellt bzw. sind [128] entnommen.

Zementwerk mit vorheriger Separierung einer heizwertreichen Fraktion (Ersatzbrennstoff) mittels mechanischer Aufbereitung

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Für die Prozessmodellierung der Gewinnung der heizwertreichen Fraktion wird die mechanische Aufbereitung angenommen, wie sie in der Pilotanlage der Firma R-Plus betrieben wurde. Die eingesetzte Verfahrenstechnik umfasst die Prozessschritte Vorsiebung (Kreisschwingsiebe), Vorzerkleinerung (Rotorschere), Magnetabscheidung (Überbandmagnet), Hauptzerkleinerung (Doppelwellenschneidzerkleinerer), Trocknung (Bandtrockner), Windsichtung (Kegelsichter, Zick-Zack-Sichter) und Nachsiebung [99].

Die Modellierung des inputspezifisch parametrisierbaren Zementwerksprozesses ist in Kapitel 4.6.2 beschrieben. Die Spezifizierung auf den Input Shredderleichtfraktion wird anhand einer Elementaranalyse eines Ersatzbrennstoffes aus mechanisch aufbereiteter SLF vorgenommen [144]. Hinsichtlich der Elementaranalyse stellt sich hier das gleiche Problem wie bei der Deponie, d.h. es kann nicht auf eine dem jeweiligen Fahrzeug und der Demontagetiefe entsprechende Elementaranalyse zurückgegriffen werden.

Datenherkunft

Die Prozessdaten zum Energie- und Erdgasbedarf der Pilotanlage der Firma R-Plus stammen aus Datenerhebungen an dieser Anlage.

4.4 Produktrecycling

Als Beispiele für Produktrecycling werden die Aufarbeitungsprozesse für Getriebe und Motoren beschrieben und modelliert, da diese häufig Austauschteile sind.

4.4.1 Getriebe- und Motorenaufarbeitung***Getriebe:***

Der Prozess der Getriebeaufarbeitung, wie er bei einer auf diese Prozesse spezialisierten Firma [145] abläuft, schließt die nachfolgend beschriebenen Arbeitsumfänge ein.

Die angelieferten Teile werden per Gabelstapler zum Auspacken und Sortieren transportiert. An mehreren Demontageplätzen werden je nach Typ und Zustand des Getriebes auszutauschende Bestandteile demontiert. Anschließend laufen die Einzelteile über Band in eine dreistufige Waschanlage, in der unter Wärme und mit speziellen Reinigungsmitteln gearbeitet wird. Dem Waschvorgang schließt sich ein Spülgang an. Als Schutz gegen Rost wird durch Passivieren eine Wachsschicht aufgebracht und anschließend werden die Teile in einem gasbeheizten Trockner getrocknet. Das Abwasser wird zur Abwasserbehandlung geleitet. Der Kontrolle der Teile folgt gegebenenfalls eine Nachreinigung in einem Ultraschallbad oder von Hand.

Aluminiumteile durchlaufen eine Spezialreinigung in Form eines ultraschallunterstützten Tauchbades mit Phosphor- und Schwefelsäure. Die Entrostung der Stahlteile erfolgt ebenfalls in einer Spezialreinigung, jedoch separat von den Aluminium-Teilen und für die Abbeize wird nur Phosphorsäure verwendet.

Die anschließende Hochdrucktrocknung und Nachbearbeitung zur Instandsetzung mit Elektroschraubern wird per Hand vorgenommen. Abschließend erfolgen ein letzter Waschgang und Passivierung. Bis auf die Spezialreinigung werden die Prozesse vom gesamten Getriebe durchlaufen.

Motoren:

Die Aufarbeitung von Altmotoren wird anhand des Verfahrens in der früheren Mercedes-Benz Tauschmotoren-Fertigung Werk Berlin [146] beschrieben.

Im ersten Arbeitsschritt werden bei den Altmotoren die Zusatzaggregate entfernt, die in Abhängigkeit von ihrem technischen Zustand entweder gesondert aufgearbeitet oder der Eisen-Mischschrottfraktion zugeordnet werden. Noch enthaltenes Restöl wird aufgefangen und der Verwertung zugeführt. Anschließend wird der Motor nahezu komplett zerlegt, d.h. es werden Filter, Ölleitungen und Ölwanne abgebaut. Verschleißteile wie Lagerschalen, Kolben, Buchsen, Dichtungen, Keilriemen, Ventilsitze und andere werden grundsätzlich ersetzt. Die verbliebenen Altmotorteile werden gereinigt, anschließend einer intensiven Befundkontrolle (elektromagnetische Riss- und physikalisch-elektronische Härteprüfungen, UV-Spezial-

verfahren u.a.) unterzogen. Wenn notwendig und möglich, folgen Aufarbeitung und Sortierung [146]. Abschließend findet die Montage zu Tauschmotoren statt, die der Serienproduktion fabrikneuer Aggregate analog ist⁶⁸.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Getriebe: Das aus den oben genannten Arbeitsschritten bestehende Verfahren der Getriebeaufarbeitung wird in einem parametrisierten GaBi-Prozeß zusammengefasst. Über freie Parameter werden die Daten für die Einzelprozesse erfasst.

Elastomere werden generell als zu demontierende und zu ersetzende Teile behandelt. Für die Verschleißteile aus Stahl (Schrauben u.ä.) wird aus Erfahrungswerten ein durchschnittlicher, zu demontierender Anteil angenommen, da es weder realisierbar noch zielorientiert wäre, alle Demontagemöglichkeiten von x Schrauben und anderen Kleinteilen zu modellieren.

Das Modell unterscheidet mechanische Getriebe und Hinterachs-Getriebe, da aufgrund der Materialzusammensetzung Unterschiede im Reinigungsverfahren bestehen. Hinterachsgetriebe haben kein Aluminiumgehäuse und benötigen daher keine extra Spezialreinigung.

Die Prozessdaten wurden bei der oben genannten Firma im Rahmen dieser Arbeit erhoben. Bezugsjahr der Daten ist das Jahr 2002.

Motoren: Das oben beschriebene Verfahren befand sich zum Zeitpunkt der Datenerhebung noch in der Erprobungsphase. Im Prinzip handelt es sich bei der Motorenaufarbeitung analog zur Getriebeaufarbeitung im Wesentlichen um Demontage-, Reinigungs- und Nachbearbeitungsprozesse. Ziel der Aufarbeitung bei der gleichen Firma ist es, die Synergieeffekte zwischen Motoren- und Getriebeaufarbeitung zu nutzen. Für die Bilanzierung der Motorenaufarbeitung wird daher als Abschätzung der Aufbereitungsprozess für Getriebe angenommen.

4.5 Materialrecycling produktbezogen

4.5.1 Betriebsflüssigkeiten

Altöl

Für die Verwertung von Altöl existieren im Wesentlichen zwei Wege, die mengenmäßig relevant sind. Das ist zum einen die stoffliche Aufbereitung durch Zweitraffination und zum anderen die energetische Verwertung als Sekundärbrennstoff, überwiegend in Zementwerken. Die Verwertungskapazitäten sind sowohl in den Zweitraffinerien als auch in den

⁶⁸ Bei der Aufarbeitung zu Tauschmotoren werden ca. 72% des Gesamtgewichtes der Altmotoren direkt wiederaufarbeitet und einer erneuten Verwendung zugeführt. Von den restlichen 28% werden nochmals 97% als sortierte Fraktion einer stofflichen Verwertung zugeführt (Eisen-, Alu-, Grauguß-Mischschrott sowie Betriebsstoffe). Nur ein Prozent, das sich aus Dichtungen, Filtern, Ölkohle, etc. zusammensetzt, muss beseitigt werden. Insgesamt entspricht dies einer Recyclingquote von 99% [146].

Zementwerken ausreichend, um jeweils die gesamte in Deutschland gesammelte Altölmenge zu verwerten⁶⁹ [147]. Die am 01.05.2002 in Kraft getretene Novelle der Altölverordnung (AltöIV, 1987) regelt die Entsorgung desselben. Die genannte Regelung räumt nunmehr ausdrücklich der Aufbereitung von Altölen⁷⁰ den Vorrang vor sonstigen Entsorgungsverfahren ein⁷¹.

Verfahrensbeschreibung, Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung:

Eine detaillierte Untersuchung zu Mengenströmen von Altöl liegt für das Jahr 1993 vor [148]. Die gesammelte Altölmenge betrug demnach 458.600 t und wurde zu ca. 55 % den stofflichen Verwertungsverfahren und zu ca. 45 % den energetischen Verwertungsverfahren zugeführt. An den energetischen Verfahren hat die Verwertung im Zementwerk einen Anteil von ca. 24 %. Ca. 10 % werden der Druckvergasung zugeführt, 1,6 % der Stahlindustrie, 2,9 % in Sonderabfallverbrennungsanlagen und 6 % in sonstigen energetischen Verwertungswegen. In der Zementindustrie nahm der Einsatz von Altölen nach 1993 deutlich zu. 1994 wurden ca. 170.000 t Altöl als Sekundärbrennstoff energetisch verwertet. Kapazitäten wären für die doppelte Menge vorhanden [149].

Das Verhältnis der Mengenstromanteile wird sich aufgrund der neuen Gesetzeslage, nach der die Aufbereitung eindeutigen Vorrang vor der energetischen Verwertung hat, inzwischen verschoben haben bzw. weiter verschieben. Da jedoch keine aktuellen Daten verfügbar sind, wird für die Bilanzierung von einer Verteilung zwischen den Prozessen von 55 % in der Zweitraffination und 45 % im Zementwerk ausgegangen.

Stoffliche Verwertung - Zweitraffination

Die Aufarbeitung von Altölen in einer Altölraffinerie basiert auf einer komplexen Verfahrenstechnik, die sich hinsichtlich der Anforderungen an die Prozesssteuerung, die Verfahrensoptimierung und die Qualitätssicherung wenig von der einer Primär-Raffinerie unterscheidet. Neben der Kernaufgabe einer Raffinerie, die eingesetzten Stoffgemische in Fraktionen definierter Siedeschnitte und Viskositätseigenschaften zu trennen, müssen die bei Altölen enthaltenen Stör- und Schadstoffe abgetrennt werden. Dazu gehören neben (wasserdampf-) flüchtigen Komponenten wie Kraftstoffanteile, Lösemittel und Wasser auch schwerflüchtige

⁶⁹ Gegenwärtig sind in Deutschland vier Altölraffinerien in Betrieb, von denen zwei aus dem Altöl Grundöle zurückgewinnen [147].

⁷⁰ Nach § 1 a AltöIV sind Altöle im Sinne der Altölverordnung solche Öle, die als Abfall anfallen und die ganz oder teilweise aus Mineralöl, synthetischem oder biogenem Öl bestehen. Ölgemische sowie ölhaltige Rückstände aus Behältern und Anlagen zur Trennung von Emulsionen und Wasser-Öl-Gemischen wurden aus dem ursprünglichen Altölbegriff nach dem Abfallgesetz (AbfG, in Kraft bis 1986) herausgenommen. Für diese gelten nun die allgemeinen Vorschriften des KrW-/AbfG ohne Einschränkung.

⁷¹ Dies gilt, sofern keine technischen, wirtschaftlichen oder organisatorischen Sachzwänge entgegenstehen.

Aufbereitung im Sinne der AltöIV ist jedes Verfahren, bei dem Basisöle durch Raffinationsverfahren aus Altölen erzeugt werden und bei denen insbesondere die Abtrennung der Schadstoffe, der Oxidationsprodukte und der Zusätze in diesen Altölen erfolgt.

Organikverbindungen und Metalle wie Zink (Additivbestandteil) und Blei (aus verbleiten Vergaserkraftstoffen).

Die von den Raffinerien eingesetzten Verfahren gliedern sich im Wesentlichen in die drei Verfahrensstufen Vorbehandlung, Reinigung (Raffination) und Nachbehandlung. In mehreren Destillationsstufen (Grund-, Hochvakuum- und Gasöldestillation sowie ein weiterer Destillationsschritt) wird das vorgereinigte Altöl in verschiedene Fraktionen von Aufbereitungs- und Abfallprodukten getrennt [148]. Zu Motoren- und Getriebeöl weiterverarbeitet wird das nach Filtration der Bleicherde⁷² gewonnene Grundöl. Die abgetrennten Gas- und Spindelöle setzt man als Brennstoffe ein. Die gebrauchte ölhaltige Bleicherde verwertet die Zementindustrie als Abfall. Weitere Abfallprodukte sind Feststoffe und Verunreinigungen wie Metallspäne, Schrauben und anderes sowie Schlamm, Wasser, Additive und Russteilchen. Abbildung 4-12 zeigt als Beispiel das Prozessschema der Altölaufarbeitung bei der Mineralölraffinerie Dollbergen GmbH [147]. In diesem Verfahren gewinnt man aus 1 t Altöl der Kategorie I 0,57 t Grundöl und 0,19 t Schweröl (Heizöl für die Industrieheizung) gewonnen.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Das Modell des Verwertungsprozesses der Zweitaffination von Altöl wird im Rahmen dieser Arbeit in Form von Input-Output-Relationen erstellt und bildet den oben beschriebenen Prozess mit Vorbehandlung, Destillationstufen und Nachbehandlung bis zum Vorliegen des Grundöls ab. Als Datenbasis dienen Verfahrensdaten zur Zweitaffination, die bei der Mineralölraffinerie Dollbergen GmbH detailliert aufgenommen und in einer Studie des Umweltbundesamtes dokumentiert sind [147] sowie Informationen aus persönlichen Gesprächen mit Betreibern der Anlage [150].

Energetische Verwertung – Altöl als Sekundärbrennstoff im Zementwerk

Aufgrund ihres hohen Heizwertes, der mit ca. 39 – 42 MJ/kg [130], [147] dem von schweren Heizölen vergleichbar ist, werden Altöle häufig als Sekundärbrennstoff eingesetzt. Eine energetische Verwertung der Altöle erfolgt in Deutschland zurzeit überwiegend in Zementwerken, wo für den Brennprozess in Drehrohröfen große Energiemengen benötigt werden. Bedingung für den Einsatz von Altöl als Ersatzbrennstoff im Zementwerk ist, dass statt der Grenzwerte der TA Luft die wesentlich strengeren Auflagen des 17. BImSchG einzuhalten sind. Nach Stand im Jahr 2000 wurden in 8 Zementwerken in Deutschland Altöle energetisch verwertet [147].

⁷²

Bleicherde wird in der Nachbehandlung zur Aufhellung, Neutralisierung und Absorption von Restsubstanzen zugesetzt. Diese Mischung wird einer vierten Destillationssstufe zugeführt, in der das Destillat in die Fraktionen Gasöl, Spindelöl und Grundöl zerlegt wird [147].

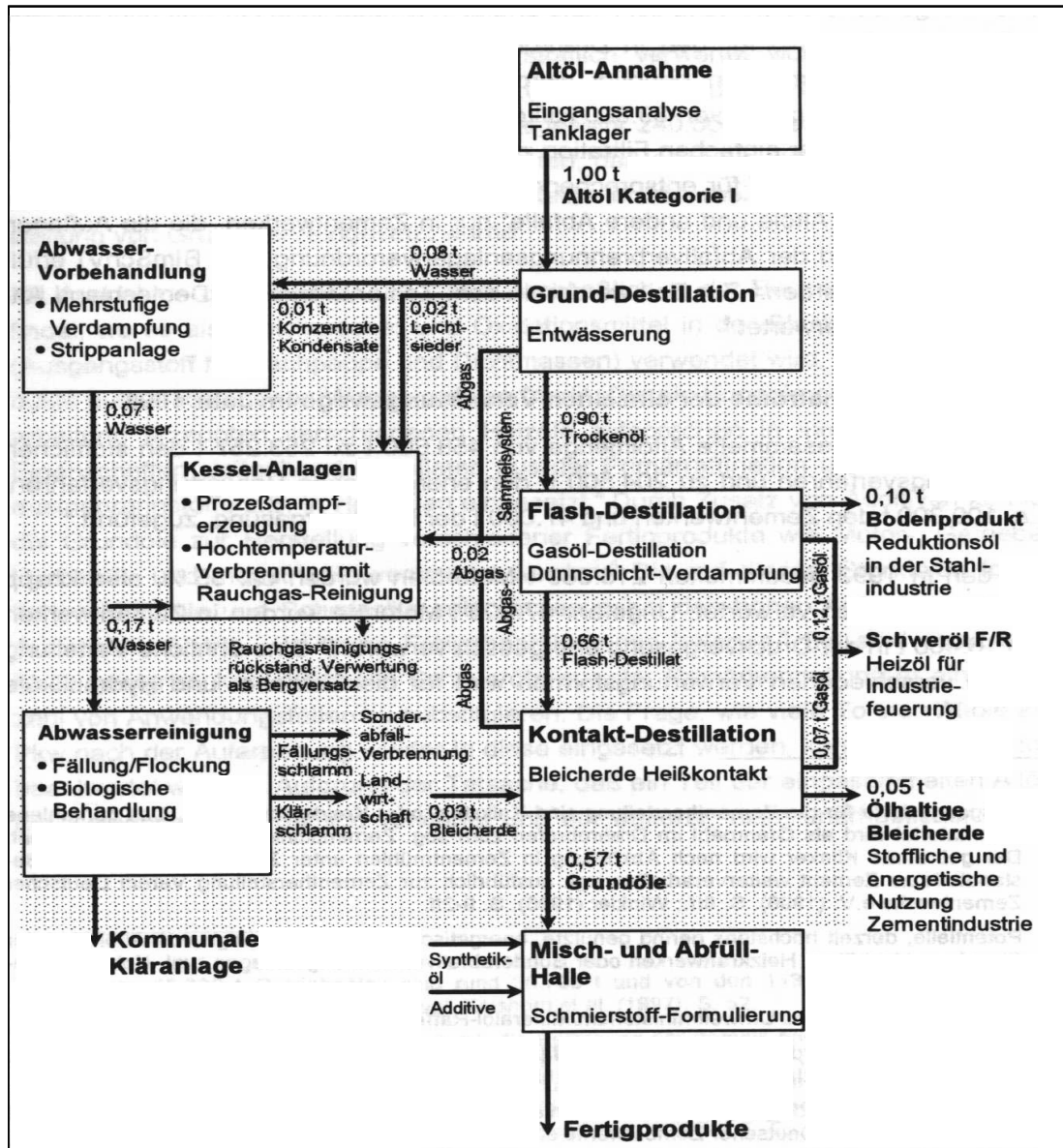


Abbildung 4-12: Prozess-Schema der Altölaufbereitung zu Grundölen, Mineralölraffinerie Dollbergen GmbH, nach [151]

Altöl der Kategorie I lässt sich bis auf eine einfache Filtration zur Abscheidung fester Fremdstoffe ohne vorherige Aufbereitungsschritte zu 100 % in den Feuerungsprozess einsetzen [151]. Im Drehrohrofen wird der Zementklinker gebrannt, aus dem durch gemeinsames Vermahlen mit Gips und gegebenenfalls Zuschlagstoffen Zement hergestellt wird. Der Brennstoff wird über einen Brenner am Ofenkopf zugegeben (Primärfeuerung), das Altöl wird über eine separate Lanze in die Flamme der Primärfeuerung gedüst [147]. Die Verbrennung verläuft rückstandsfrei, das heißt, außer dem Produkt Zementklinker fallen keine Abfälle oder Abwässer an.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der inputspezifisch modellierte Prozess der Sekundärbrennstoffverwertung im Zementwerk wird für den Einsatz von Altöl als Sekundärbrennstoff angepasst. Die Anpassung umfasst die Eingabe der Elementarzusammensetzung des Altöls über freie Parameter der einzelnen Elemente [147]. Zusätzlich wird der Heizwert des Altöls für die Berechnung der substituierten Brennstoffenergie angegeben.

Detaillierte Ausführungen zur Berechnung der spezifischen Emissionsvektoren in der Modellierung des Zementwerksprozesses sowie die Prozessbeschreibung finden sich in Kapitel 4.6.2.

Bremsflüssigkeit

Als Basis für Bremsflüssigkeit mit Anforderungen für den Pkw-Bereich wird Polyalkylen-Glykolether verwendet. Neben 60 - 95 % Polyethylenglykol besteht Bremsflüssigkeit zu 5 - 40 % aus Polyglykol und 1 - 2 % aus Additiven [132]. Der Heizwert der Bremsflüssigkeit beträgt ca. 18 MJ/kg [152].

Für den Umgang mit gebrauchter Bremsflüssigkeit ist getrenntes Sammeln, Lagern und Entsorgen vorgeschrieben. Da sie wassergefährdend ist, gehört sie nach der TA Abfall zu den besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Ist keine Verwertung möglich, dann muss die Bremsflüssigkeit der Sonderabfallverbrennung zugeführt werden [135].

Verwertungsverfahren:

Die Aufbereitung gebrauchter Bremsflüssigkeit auf Polyglykoletherbasis wird zurzeit erfolgreich durch die Anwendung von zwei verschiedenen Recyclingverfahren durchgeführt: Dem Verfahren der Firma NTL in Schleswig-Holstein und dem Orthene-Verfahren. Im Vergleich unterscheiden sich die Prozessvarianten im verfahrenstechnischen Aufwand und demzufolge auch in der Qualität der Recycling-Bremsflüssigkeit.

Bei dem sogenannten NTL-Verfahren wird nach einer qualitativen Analyse⁷³ die recycelbare Bremsflüssigkeit durch Sedimentation, nachfolgende Verdünnung mit Wasser und anschließende Verdampfung gereinigt. Die so gereinigte Bremsflüssigkeit durchläuft anschließend drei weitere Verfahrensschritte. Im ersten Schritt wird der Bremsflüssigkeit durch Alkoholyse (Umesterung) der Boranteil entzogen. Anschließend wird der als Rückstand verbliebene freie Glykolether destilliert. Nach der Destillation liegt ein hochreines Glykolethergemisch vor, aus dem im letzten Verfahrensschritt durch Veresterung mit der vorher gewonnenen Borsäure ein neuer Grundstoff erzeugt wird. Dieser dient der chemischen Industrie als Rohstoff, z.B. für die Synthese neuer Bremsflüssigkeit. Aus dem Aufbereitungsprozess erhält man 95 % hochwertigen Rohstoff und 5 % Abfall zur Beseitigung.

⁷³

Stark verschmutzte Bremsflüssigkeit geht zur Sonderabfallverbrennung.

Beim zweiten Recyclingverfahren, dem sogenannten Orthene-Verfahren, arbeiten drei Firmen zusammen. Die Firma Entek in Deutschland übernimmt Sammlung, Lagerung und Transport. Proviron-Industries in Belgien leistet die Recyclingverfahren und bei Orthene Chemicals in England erfolgt Neuadditivierung. Insgesamt ist dieses zweite Verfahren im Ablauf weniger aufwendig als das NTL-Verfahren, was einen Vorteil in der Wirtschaftlichkeit durch geringeren Energiebedarf und geringeren technischen Aufwand erbringt, jedoch in der erreichbaren Reinheit des Regenerates von Nachteil ist. Das Orthene-Verfahren hängt insbesondere von der sortenreinen Sammlung ab, da in den Reinigungsstufen der Separation und Filtration zwar Mineralöle und Feststoffe, jedoch keine Fremdstoffe wie Bremsenreiniger oder Kraftstoffe entfernt werden. In der anschließenden Destillation wird der Altsubstanz der Wasseranteil entzogen. Durch verbleibende Verunreinigungen ergeben sich Abweichungen von der anzustrebenden gleich bleibenden chemischen Zusammensetzung. Infolgedessen schwankt der Anteil der abschließend zugemischten neuen Bremsflüssigkeit am Regenerat zwischen 40-60 %. Ein qualitativer Vergleich der Regenerate ergibt jedoch bei beiden den in der amerikanischen DOT-4⁷⁴ geforderten Qualitätsstandard.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung:

Eine 1992 durchgeführte Untersuchung der Verwertungswege für Bremsflüssigkeit ergab für 33 % die Verbrennung als Sonderabfall, für 22 % eine energetische Verwertung im Zementwerk und für 20 % eine stoffliche Verwertung [152]. Für 25 % der Bremsflüssigkeit konnte der Verbleib nicht festgestellt werden.

Die angenommene prozentuale Massenstromverteilung orientiert sich an den in [152] gemachten Angaben.

Aufbereitung durch Destillation:

Die Aufbereitung der Bremsflüssigkeit durch Destillation nach dem Orthene-Verfahren wird in den oben beschriebenen Prozessschritten Filtration/Sedimentation und Destillation sowie den Transporten in Input-Output-Relationen abgebildet. Es wird Strom und Diesel verbraucht und es entstehen Destillat, Abwasser und Destillationsrückstände. Bezugsjahr der Daten ist das Jahr 2001.

Zum NTL-Verfahren standen keine Daten zur Verfügung.

Einsatz von Bremsflüssigkeit als Sekundärbrennstoff im Zementwerk:

Die Modellierung der Sekundärbrennstoffverwertung im Zementwerk als inputspezifischer Prozess erlaubt die Anpassung und Bilanzierung auf den spezifischen Input Bremsflüssigkeit. Über freie Parameter wird die Elementarzusammensetzung der Bremsflüssigkeit sowie deren Heizwert vorgegeben [152], wodurch die Emissionscharakteristik der Feuerung mitbestimmt und die substituierte Brennstoffenergie berechnet wird. Detaillierte Ausführungen zur

⁷⁴

DOT = Department of Transport, Amerikanisches Verkehrsministerium. Die drei Parameter Trockensiedepunkt, Nasssiedepunkt und kinematische Viskosität werden verwendet, um Bremsflüssigkeiten in die drei Kategorien DOT 3, DOT 4 und DOT 5.1 einzuteilen.

Berechnung der spezifischen Emissionsvektoren in der Modellierung des Zementwerksprozesses sowie die Prozessbeschreibung findet sich in Kapitel 4.6.2.

Zuführung zur Sonderabfallverbrennung (SMVA):

Die Sonderabfallverbrennung wird in einem inputspezifisch aufgebauten Modell mit der Verbrennungstechnologie eines Drehrohrofens abgebildet. Diese Technologie ermöglicht auch die Verbrennung von flüssigen und pastösen Abfällen und somit auch den Einsatz von Bremsflüssigkeit. Die Elementarzusammensetzung der Bremsflüssigkeit stellt dabei die wesentlichen Eingabeparameter zur Spezifikation der Verbrennungsanlage dar.

Zur Prozess- und Modellbeschreibung der Sonderabfallverbrennungsanlage vgl. Kapitel 4.6.4.

Kältemittel

Bis 1990 wurde in Kraftfahrzeugklimaanlagen fast ausschließlich das FCKW Dichlordifluormethan (bekannt unter der Bezeichnung R12; chemische Formel CF_2Cl_2) als Kältemittel eingesetzt. Nach der von der Bundesregierung am 06.05.1991 erlassenen FCKW-Halon-Verbots-Verordnung (FCKW-V) ist der Einsatz für bestimmte, die stratosphärische Ozonschicht zerstörende Halogenkohlenwasserstoffe, zu denen das R12 gehört, verboten⁷⁵. Als Ersatzstoffe für R12 hat das Umweltbundesamt im Dezember 1995 die Kältemittel R22 und R134a bekannt gegeben. In allen neuen Kfz-Klimaanlagen wird seitdem R 134a eingesetzt, das ähnliche thermodynamische Eigenschaften wie das R12 aufweist, keine die stratosphärische Ozonschicht schädigenden Chloratome enthält und ein vergleichsweise geringeres Treibhauspotential aufweist [92]. Dennoch besitzen HFKW ein hohes Treibhauspotential und wurden daher 1997 in das Kyoto-Protokoll aufgenommen, das die Emissionen von Treibhausgasen weltweit beschränkt.

Als Alternative zu den HFKW entwickelten verschiedene Hersteller Klimaanlagen mit CO_2 als Kältemittel.

Verwertungsverfahren:

Für das Recycling des Kältemittels R134a werden im Werkstattbetrieb mobile Servicegeräte eingesetzt, mit denen das Kältemittel abgesaugt, gereinigt und anschließend wieder in die Klimaanlage des Fahrzeuges gefüllt wird [131].

Des Weiteren wird R134a in speziellen Anlagen destillativ aufbereitet. Nach einer qualitativen Analyse (Fremdgase, Feuchtigkeit, Ölgehalt) wird das Kältemittel einem einstufigen Destillationsverfahren unterzogen, in dem aus dem Kältemittel Wasser, Öl und Metallabrieb entfernt werden. Dieses als Sumpfprodukt bezeichnete Gemisch wird in der Sonderabfallver-

⁷⁵

Die Verwendung des Kältemittels R 12 war bis längstens zum 30.06.1998 erlaubt, um eine Umrüstung der Altanlagen zu ermöglichen. Das Verwendungsverbot gilt jedoch nur bei Defekten an der Anlage, wenn Kältemittel entweichen kann oder wenn ein unmittelbarer Umgang, wie beim Wiederauffüllen, erforderlich ist. Bei der Umrüstung privater Auto-Klimaanlagen gibt es erheblichen Nachholbedarf, nur sieben Prozent wurden bis 1998 umgerüstet [153].

brennung verbrannt. Bei dieser Aufbereitung entstehen ca. 85 % Kältemittel-Destillat, das die Normen von Neuware erfüllt und wieder eingesetzt wird.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung:

Da zur Verteilung auf eventuell verschiedene Verwertungswege des Kältemittels keine Daten vorliegen, wird allein von einer destillativen Aufbereitung ausgegangen.

Destillation:

Die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen firmenspezifischen Prozessdaten umfassen wie oben beschrieben die Aufbereitung von R 134 a in einer einstufigen Destillation. Der Prozess ist als Input-Output-Relation mit Gas, Aluminiumoxid (Tonerde) und Prozesswasser als Input sowie dem Destillat, Abwasser, Altöl und R134a-Emissionen als Output aufgestellt. Bezugsjahr der Daten ist das Jahr 2001.

Kühlflüssigkeit

Kühlflüssigkeit ist in modernen Verbrennungskraftmaschinen Teil eines Kühlsystems, das die Aufgabe hat, überschüssige Wärme abzuleiten. Hauptbestandteil der Kühlflüssigkeit ist Wasser. Um es auch bei tiefen Temperaturen gebrauchsfähig zu halten, werden Frostschutzmittel auf Glykolbasis (vorwiegend Ethylenglykol) zugesetzt. Je nach Mischungsverhältnis kann der Gefrierpunkt auf bis zu -48°C gesenkt werden [154]. Zum Schutz des Motors und Kühlsystems vor Korrosion und Kavitation enthält die Kühlflüssigkeit Additive. Altkühlmittel hat folgende Zusammensetzung [115]:

Wasser	60 ... 80 Vol.-%
Ethylenglykol	20 ... 40 Vol.-%
Korrosionsinhibitoren	2 ... 3 Gew.-%

Die jährlich anfallende Menge an gebrauchter Kühlflüssigkeit aus Kfz wird auf 60.000 t geschätzt [92], [152].

Verwertungsverfahren:

In der Vergangenheit wurde die Kühlflüssigkeit vielfach über das Abwasser „entsorgt“, was sich jedoch in Anbetracht insbesondere der Verunreinigungen durch Öl und Kraftstoff in gebrauchter Kühlflüssigkeit verbietet. Daneben erfolgte bisher die Entsorgung vorwiegend über die Sonderabfallverbrennung, zu der es seit 1993 eine Verwertungsalternative gibt.

Unter Verwendung eines mehrstufigen Destillationsverfahrens wird die Altkühlflüssigkeit in ihre Hauptbestandteile zerlegt und der Glykolanteil zurück gewonnen. Vorteil des eingesetzten Dünnschichtverdampfers ist die schonende Aufbereitung durch kurze Einwirkzeiten, wodurch eine chemische Zersetzung des Glykols verhindert wird.

Nach einer Filtration von Feststoffen wird in der ersten Destillationsstufe die Glykolphase von der Wasserphase getrennt. Das Wasser hat einen Restglykolanteil von 1-2 % und darf als Abwasser nur nach Genehmigung der örtlichen Wasserbehörde in die Kanalisation eingeleitet werden. Andernfalls ist es zum Klärwerk zu transportieren, wo das biologisch abbaubare Glykol als Nährmedium für anaerobe Bakterien dient. In der zweiten Destillationsstufe werden die im Glykol enthaltenen Reststoffe wie Schwermetalle, Öl, Korrosionsreste und Zersetzungsprodukte abgetrennt. Nach Angabe der Recyclingbetriebe beträgt die Reinheit des Glykols 99,5 % [92]. Das Recyclingglykol wird nach einer neuen Additivierung wieder als Kühlflüssigkeit auf den Markt gebracht.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung:

Da die aktuelle prozentuale Verteilung auf die Verwertungs- und Entsorgungswege nicht bekannt ist, wird diesbezüglich die Annahme getroffen, das 90 % des Kältemittels durch Destillation aufbereitet und 10 % in der Sonderabfallverbrennung entsorgt werden.

Destillation:

Für den oben beschriebenen Destillationsprozess konnten Daten verschiedener Firmen abgeglichen und eine gute Übereinstimmung festgestellt werden. Die Modellierung der Prozesse erfolgt anhand von Input-Output-Relationen und umfasst die Filtration und Sedimentation sowie die mehrstufige Destillation. Strom, Dampf und Kalium- oder Natriumhydroxid werden dabei verbraucht. Es fallen das Destillat und Destillationsrückstände (als Ersatzbrennstoff in thermische Verwertung), Abwasser (Kläranlage) sowie Emissionen in Wasser an.

Sonderabfallverbrennung:

Wie bereits beim Einsatz von Bremsflüssigkeit in einer SMVA beschrieben, ist das SMVA-Modell derart aufgebaut, dass auch für die Entsorgung von Kühlflüssigkeit die Elementarzusammensetzung der Kühlflüssigkeit die wesentlichen Eingabeparameter zur Spezifikation der Verbrennungsanlage darstellen.

Zur Prozess- und Modellbeschreibung der Sonderabfallverbrennungsanlage vgl. Kapitel 4.6.4.

Scheibenwaschwasser

Scheibenwaschwasser ist ein Gemisch aus Wasser und Alkohol. Zur Verbesserung der Reinigungsfähigkeit werden Tenside zugesetzt. Ist es mit Frostschutzmittel versetzt, gelten die Entsorgungswege wie für Kühlflüssigkeit [115]. Zumeist wird Scheibenwaschwasser als Abwasser in die Kanalisation gegeben. Konkrete Informationen über Verwertungswege sind nicht verfügbar.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung:

Aufgrund der fehlenden Informationen zu aktuellen Entsorgungs- bzw. Verwertungswegen wird angenommen, dass Scheibenwaschwasser zu 50 % als Abwasser behandelt und gereinigt wird und zu 50 % in der SMVA entsorgt wird.

Abwasserreinigung:

Für die Abwasserreinigung wird auf einen Input-Output-Prozess der GaBi-Datenbank zurückgegriffen, in den der Stromverbrauch sowie entstehende Emissionen bilanziert werden.

Sonderabfallverbrennung:

Hier gelten die zur Brems- und Kühlflüssigkeit gemachten Aussagen. Die Parameter werden entsprechend auf Scheibenwaschwasser angepasst.

Kraftstoff

Kraftstoff aus Altfahrzeugen darf von den Altfahrzeugverwertern für den eigenen Fuhrpark verwendet werden.

Für die Bilanzierung wird von einer $\frac{3}{4}$ -Tankfüllung ausgegangen und für den unter Berechnung des Trockenlegungsgrades zum weiteren Verbrauch zur Verfügung stehenden Kraftstoff die volle Gutschrift gegeben.

4.5.2 Bauteile

Ölfilter

Es ist Aufgabe der Ölfilter, aus dem im Motor zirkulierenden Motoröl grobe Verunreinigungen zu entfernen und damit die Ölwechselintervalle zu verlängern. In den meisten Fahrzeugen werden einschraubbare Filterpatronen verwendet, die aus einem metallischen Gehäuse (30 - 60 Gew.-%), 10 - 30 Gew.-% Altöl, dem Filterpapier (ca. 5 - 10 Gew.-%) und Kleinteilen wie Gummiabdichtungen bestehen [132]. Nach dem Ausbau des Ölfilters lässt man das Öl ablaufen, das gemeinsam mit den anderen Altölen aus dem Fahrzeug entsorgt wird. Dabei verbleibt immer noch ein Rest Öl von ca. 0,2 - 0,4 l im Filter [155].

Jährlich fallen in der Bundesrepublik ca. 44 –55 Millionen verbrauchte Ölfilter mit ca. 12,5 Millionen l Altöl an, wobei der größte Teil aus Kfz-Werkstätten stammt [115]. Die durchschnittlichen Verwertungskosten wurden im Jahr 1998 mit ca. 300 DM/t angegeben [156].

Verwertungsverfahren:

Die ÖlfILTER werden nach der Demontage in speziellen Containern gelagert und an Verwertungsfirmen geliefert. Die gesammelten Filter werden in Bunkern gelagert, so dass das restliche Öl heraustropfen kann. Das Öl wird in einer Wanne unter dem Behälter aufgefangen und entsorgt (vgl. Kapitel 4.5.1). Die abgetropften Filter werden durch Shredder, Magnetabscheider und Wäscher sortiert, zerkleinert, gereinigt und getrocknet [115]. Als Alternative zum Waschen und Trocknen werden auch Zentrifugen eingesetzt, in denen das Öl heraus zentrifugiert wird. Dabei wird ebenfalls eine ausreichende Schrottqualität erreicht [155]. Das Altöl wird der Altölentsorgung, der Stahl dem Stahl-Schrottrecycling zugeführt. Das gereinigte fettarme Filterpapier stellt einen hochwertigen Ersatzbrennstoff dar.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Der parametrisierte Prozess bildet die oben beschriebene Verwertung von Ölfiltern aus Pkw ab und beinhaltet die Arbeitsschritte Bandsortierung, Zerkleinerung in Shredder, Magnetabscheider, Zentrifuge und Verdichterschnecke. Dabei wird im Wesentlichen Strom verbraucht. Hierfür stehen Daten von mehreren Verwertern zur Verfügung. Bezugsjahr ist das Jahr 2001.

Airbagrecycling

Gemäß der EU-Altfahrzeugrichtlinie bzw. des Altfahrzeug-Gesetzes (AltfahrzeugG) müssen die Betreiber von Demontagebetrieben „die pyrotechnischen Bauteile ... entweder demonstrieren und in zugelassenen Anlagen entsorgen lassen oder durch Auslösung im eingebauten Zustand unschädlich machen.“ (vgl. Kapitel 4.2).

Beide Varianten bieten Vor- und Nachteile. Vorteile der Zündung im Fahrzeug wären der geringere Demontageaufwand und gegebenenfalls die zentrale Zündung der gesamten Pyrotechnik⁷⁶. Die Kosten für Ausbau, Transportlogistik und Verwertung der Module würden ebenso entfallen wie das aufwendige Begleitscheinverfahren für den Transport zum Verwerter. Das Polyamid des Luftsacks kann nach der Zündung trotzdem recycelt werden.

Für die Demontage der Pyrotechnik und deren externe Verwertung sprechen die bei der Zündung im Fahrzeug entstehenden Emissionen (Lärm, Abluft)⁷⁷ und die Kontamination des Fahrzeuginnenraumes. Bei der Zündung im Fahrzeug muss die Zündung aller Pyrotechnikmodule sichergestellt werden und es fallen Investitionskosten an (Zündvorrichtung, schall ge-

⁷⁶ Ein Patent für ein zentrales Airbagsteuerungsgerät, mit dem der Gesamtumfang der Pyrotechnik unabhängig vom eingesetzten Zündsystem gezündet werden kann, wurde (von Temic Telefunken und DaimlerChrysler) angemeldet (Patentschrift DE 197 53 058 C 2). Dieses Konzept sieht eine Zündung der pyrotechnischen Module in Gruppen vor, d.h. bestimmte Modulgruppen werden im Abstand von ca. 150 ms hintereinander gezündet, um einen Druckanstieg zu verhindern, welcher zu einem Bruch der Scheiben führen könnte. Zur Zeit werden die pyrotechnischen Module einzeln angesteuert.

⁷⁷ Dadurch wird eine Kapselung des Vorganges zum Schutz der Umwelt gegen Lärm sowie eine Absaugung mit entsprechender Abluftreinigung notwendig. Bei der Zündung von Gasgeneratoren auf Natriumazidbasis entsteht zu 99% N₂, ein sauberes, inertes Gas. Problematischer sind die Emissionen, die bei der Zündung von Gasgeneratoren mit azidfreiem Treibstoff entstehen, da das entstehende Gas hauptsächlich aus CO und NO_x besteht.

geschützter Raum mit Absaugung bzw. eine gekapselte Box, Wartungsaufwand für die Anlage). Es wird ein spezielles Zündgerät benötigt, mit dem die Pyrotechnik aller Fahrzeugmarken und -modelle gezündet werden kann⁷⁶.

Verwertungsverfahren:

Die ausgebauten Module werden als Gefahrguttransport zu einem spezialisierten Verwerter für pyrotechnische Erzeugnisse transportiert⁷⁸.

Der verfahrenstechnische Prozess der Airbagverwertung läuft im Wesentlichen wie folgt ab: Nach der Anlieferung der pyrotechnischen Module erfolgt die Eingangskontrolle mit Sicherheitskontrolle, Eingangsregistratur, Typenzuordnung und Vorsortierung. Auf der Demontagestrecke findet eine Zerlegung der Module (Delaborierung) in die einzelnen Modulbestandteile statt, wobei auch der Gasgenerator ausgebaut wird. Die sortenreinen Wertstoffe werden an die Reststoffwirtschaft abgegeben. Das Polyamid des Luftsacks, das ca. 1/5 des jeweiligen Modulgewichtes ausmacht, kann recycelt werden⁷⁹.

Das anschließende Zünden der Gasgeneratoren erfolgt in einer speziellen, zugelassenen Entsorgungsanlage. Durch eine spezielle Vorrichtung zur Zündung der Pyrotechnik sowie eine Nachkontrolle und gegebenenfalls eine Ausglühanlage wird die Auslösung derselben und die restlose Vernichtung eventuell anhaftender Explosivstäube sichergestellt. Das anfallende Metall wird dem Recycling zugeführt.

Entstehende Rauchgase werden unter Einhaltung der Grenzwerte nach 17. BImSchV je nach Anlage über eine Entstaubungsanlage und einen Nasswäscher gereinigt.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Die beiden Optionen für die pyrotechnischen Module - „Zünden im Fahrzeug“ oder „Demontage“ - können im erstellten GaBi-Modell per Schalter ausgewählt werden.

In den parametrisierten Prozess der Airbagverwertung werden je nach Airbagtyp und -zusammensetzung die Werkstoffgewichte und das Gesamtgewicht des Airbags eingegeben.

Die Prozessdaten beschreiben den oben erläuterten Verfahrensablauf mit Transport, Demontage (Strom- und Druckluftverbrauch), Zündung und Verhüttung der Gasgeneratoren (Stromverbrauch), Rauchgasreinigung (Stromverbrauch) sowie entstehende Emissionen und Wertstofffraktionen. Bezugsjahr der Daten ist 2001.

Recycling von Airbagluftsackgeweben:

Das in den letzten Jahren entwickelte Verfahren des Recyclings von unbeschichtetem Airbaggewebe aus Polyamid-6 besteht grundsätzlich aus den Aufbereitungsschritten Zerkleinern, Aufschmelzen und Regranulieren. Die Prozessenergiekosten sind bei einer Kunststoffrecyclingfirma erhoben und gehen in die Bilanzierung ein. Das Recycling

⁷⁸ z.B. die Pyrotechnik Silberhütte GmbH in Silberhütte (Sachsen-Anhalt), die Entsorgungs - Betriebsgesellschaft mbH Vogelgesang (EBV) (Sachsen) oder die E.S.T. - Entsorgungsanlagen Betriebsgesellschaft mbH in Steinbach (Sachsen)

⁷⁹ Z.B. betreibt die Tochtergesellschaft RECOM der FRISSETTA Polymer GmbH in Schönau eine Recyclinganlage für Polyamidgewebe.

beschichteter PA-6-Gewebe befand sich zum Zeitpunkt der Datenerhebung noch in der Pilotphase, weshalb keine Daten zur Verfügung standen. Wesentlicher Unterschied zur Aufbereitung von unbeschichtetem Gewebe ist der Ablöse- und Trennschritt des aufgeklebten Silikons vom PA, der bisherigen Versuchen zufolge chemisch erfolgen muss.

Katalysator

Der Beschreibung des Katalysator-Recyclings sind zum Verständnis der Recyclingprozesse einige Vorbemerkungen zu Funktion und Aufbau von Katalysatoren vorangestellt. Ein umfassender Überblick zum Entwicklungsstand und –tendenzen, Funktion, Herstellung und Recycling von Autoabgaskatalysatoren wird in [34] gegeben.

Die Funktion eines Autoabgaskatalysators basiert auf der katalytischen Wirkung einer komplexen Substanz aus den Edelmetallen Platin (Pt), Palladium (Pd) und Rhodium (Rh)⁸⁰ und verschiedenen anorganischen Oxiden, dem so genannten Washcoat. Der Washcoat mit den feinverteilt darin eingebetteten katalytisch aktiven Platingruppenmetallen (PGM)⁸¹ wird auf einen speziellen keramischen oder metallischen Katalysatorträger (Monolith) aufgebracht, welcher der aktiven Beschichtung eine möglichst große Oberfläche und gute Hafteigenschaften bieten soll. Zum Schutz des Monolithen gegen Erschütterungen, Schläge und andere mechanische Einflüsse im Fahrzeug wird er stabil in einem Metallgehäuse gelagert, das in die Abgasanlage integriert werden kann.

Die Edelmetallbeladung bewegt sich - bezogen auf das Gewicht des Katalysatorträgers (inkl. Washcoat) – zwischen 0,1 % und 0,6 %, wobei in Abhängigkeit von den katalytischen Eigenschaften und der Situation am Markt⁸² die Edelmetalle Pt, Rh und Pd in unterschiedlichsten Beladungsverhältnissen auftreten können.

Recycling:

Hauptziel des Katalysator-Recyclings ist es, die auf dem Katalysatorträger aufgetragenen wertvollen PGM möglichst vollständig zurück zu gewinnen. Hier gibt es zur Zeit noch große Defizite, wie in aktuellen Studien nachgewiesen [157]. Demnach gingen in den letzten zehn Jahren weltweit 65 % der in Katalysatoren eingesetzten Edelmetalle verloren. Potentielle Verlustquelle ist zum einen der Erfassungsprozess der für das Recycling verfügbaren Katalysatoren. Ferner muss auf eine optimale Trennung und Erfassung des PGM-haltigen Katalysatorträgers/Washcoats aus dem Konverter sowie eine vollständige Rückgewinnung der PGM beim Refining (Scheidung) geachtet werden.

⁸⁰ Nach ihrer Position im Periodensystem werden sie auch Platingruppenmetalle (PGM) genannt, zu denen außerdem die Elemente Ruthenium (Ru), Iridium (Ir) sowie Osmium (Os) zählen.

⁸¹ Besonders Platin und Palladium haben sich als wirksame Katalysatoren mit hoher Oxidationskraft herausgestellt. Rhodium ist ein wirksamer Katalysator für die Umsetzung von NO mit CO [34].

⁸² Der günstige Palladium-Preis Mitte der neunziger Jahre war ein Grund für die Entwicklung Pd-dominierte Katalysator-Systeme und damit für die Ablösung des klassischen 3-Wege-Kats mit einem Pt/Rh-Verhältnis von 5:1 [34].

Damit sind die drei wesentlichen Prozessglieder des Katalysator-Recyclings benannt – die primären Anfallstellen für Recycling-Kats, die Sammellogistik mit der Kat-Entmantelung sowie das eigentliche PGM-Refining (Scheidung).

Die Altkatalysatoren werden bei den Anfallstellen (Werkstätten, Kfz-Betriebe, Autoverwerter, Schrottplätze) aufgekauft, zentralen Sammelstellen zugeführt und dort mit hydraulischen Schlagscheren entmantelt. Die PGM-haltige Keramik wird so vom Edelstahlbehälter getrennt⁸³. Auf die Einzelheiten zum Vorgang des Entmantelns und die Unterschiede in der Entmantelung zwischen Keramik- und Metallkatalysatoren wird ausführlich in [34] eingegangen. Die Keramik wird an die Scheideanstalt⁸⁴ zur Edelmetallrückgewinnung abgegeben. Die Stahlfraktion wird zumeist direkt vermarktet und verwertet.

PGM-Refining:

Vor der eigentlichen Katalysatorscheidung wird der Keramikkörper mit Kugel- oder Prallmühlen auf eine Korngröße < 1 mm gemahlen und anschließend homogenisiert.

Für die Katalysatorscheidung können grundsätzlich das *hydrometallurgische* und das *pyrometallurgische* Verfahren unterschieden werden, wobei ersteres aufgrund höherer Edelmetallverluste sowie große Mengen an Abwasser und Laugungsrückständen heute in der Praxis keine Bedeutung mehr hat⁸⁵.

Beim pyrometallurgischen Verfahren werden die Edelmetalle durch Einschmelzen von Kat-Keramik und Washcoat in einem Ofenprozess abgetrennt und in einem Sammlermetall (z.B. Kupfer, Eisen oder Nickel) aufkonzentriert und abgestochen. Der keramische Anteil wird in eine Schlackenphase überführt und ebenfalls abgestochen.

Nach mehrstufigen hydrometallurgischen Batch-Prozessen und Abtrennung des Sammlermetalls wird das Konzentrat in Lösung gebracht. Aus dieser Lösung werden zunächst die verbliebenen Nicht-Edelmetalle abgetrennt, anschließend werden die Platinmetalle voneinander getrennt. Die Raffination und Feindarstellung der einzelnen Platinmetalle ist der letzte Schritt der PGM-Scheidung⁸⁶. Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens wird in [34] gegeben.

Für die pyrometallurgische Verarbeitung existieren verschiedene Verfahren und Ofentypen (Schachtofen und Hochtemperatur-Elektroöfen) mit individuellen Vorteilen je nach Zusammensetzung und Edelmetallkonzentration des Einsatzmaterials.

⁸³ Um eine hohe Erfassungsquote von Alt-Katalysatoren und damit eine effiziente Rückgewinnung der Edelmetalle sicherzustellen, hat z.B. die Degussa AG 1992 auf europäischer Ebene den Degussa-Kat-Verbund mit Metallhandels- und Verwertungsgesellschaften gegründet. Die Partnerfirmen bauen in Kooperation mit Vorlieferanten auf bereits bestehende Logistiknetze des Metall- und NE-Metallhandels auf [34].

⁸⁴ Über die gesamte Refining-Prozesskette der Homogenisierung, Vorkonzentration sowie Separation und Raffination (Feinscheidung) der Platinmetalle sind in Europa nur zwei Unternehmen mit nennenswerten Eingangsmengen aktiv, wie z.B. die aus der Degussa hervorgegangene dmc2 [34]. Einige Firmen führen nur Homogenisierung und Vorkonzentration des Materials durch, die dabei erzeugten Konzentrate werden dann an Dritte zur Feinscheidung der PGM abgegeben.

⁸⁵ Das hydrometallurgische Verfahren arbeitet mit starken Säuren oder Laugen, durch die der PGM-haltige Washcoat vom keramischen Träger gelöst wird. Die Ablösung der Platinmetalle aus der Lösung erfolgt z.B. durch Fällungsreaktionen.

⁸⁶ Über die gesamte Verfahrenskette können Ausbeuten von bis zu 98 % bei Pt und Pd realisiert werden [34].

Eine weitere Möglichkeit der Edelmetallscheidung besteht in Basismetallhütten, wie z.B. Kupferhütten. Hier werden insbesondere niedrighaltige Edelmetall-Katalysatoren zusammen mit anderen primären oder sekundären Metallkonzentraten verarbeitet. Nachteilig sind dabei die höheren Edelmetallverluste und längeren Durchlaufzeiten als bei den auf PGM spezialisierten Verfahren.

Die durch das Recycling zurück gewonnenen Edelmetalle können ohne Qualitätseinbußen wieder für die Herstellung von Katalysatoren verwendet werden. Im Jahr 2000 lag der durch das Recycling gedeckte Anteil am PGM-Bruttobedarf für Autokatalysatoren⁸⁷ bei rund 25 % für Platin, 5 % für Palladium und 14 % für Ruthenium [34]. Vor allem in Nordamerika und Japan, wo die Katalysatortechnologie bereits seit den siebziger Jahren in Fahrzeugen eingesetzt wird, ist die Edelmetallrückgewinnung etabliert und von hier stammt der höchste Anteil am gesamten Aufkommen an Sekundäredelmetallen. Aber auch in Deutschland bzw. Europa wird aufgrund einer verstärkten Ausrüstung von Neufahrzeugen mit Katalysatoren in Prognosen von einer Zunahme der zu recycelnden Katalysatoren auf 19 Mio Altkatalysatoren im Jahr 2010 ausgegangen [129].

Dokumentation der Modellierung und der Daten

In der Modellierung des Katalysator-Recyclings erfolgt eine Aufteilung in die Prozesse zur Sammlung der Altautokatalysatoren und in die Edelmetallrückgewinnung, wie nachfolgend beschrieben.

Sammlung der Altfahrzeugkatalysatoren zum Recycling:

Diesem Datensatz sind statistische Informationen über den Stoffstrom von Autoabgaskatalysatoren aus dem Jahr 1996 zugrunde gelegt. Berücksichtigt werden Transportströme von den Automobilherstellern und dem Kat-Verbund wie auch aus dem Ausland zu einem deutschen Edelmetallrecycler mit den entsprechenden Transportentfernungen und dem damit verbrauchten Treibstoff (vgl. Tabelle 4-3). Das Umweltprofil des Treibstoffs ist aufgrund fehlender länderspezifischer Treibstoffdaten durch den europäischen Treibstoffmix abgedeckt.

Für die Entmantelung und das Auslösen aus dem Katalysatorgehäuse standen keine Umweltinformationen zu Verfügung.

⁸⁷ 2000 t PGM wurden in den Jahren zwischen 1980 und 2000 weltweit für Autoabgaskatalysatoren eingesetzt (jeweils ca. 900 t Pt und Pd sowie 200 t Rh). Bezogen auf den jährlichen Gesamtbedarf an PGM ist dieser von ca. 35 t im Jahr 1980 auf 235 t im Jahr 2000 gestiegen [34].

Tabelle 4-3: Transportentfernungen und –mittel zur Sammlung von Altfahrzeugkatalysatoren

	<i>Transportmittel</i>	<i>Entfernung [km]</i>
Werkstätten	LKW	400
Deutschland	LKW	250
Europa	LKW	800
Kanada	Schiff	6000
	LKW	500
USA	Schiff	9000
	LKW	1300
Brasilien	Schiff	9500
	LKW	900
Korea	Schiff	15.000
	LKW	400

Edelmetallrückgewinnung:

Der Datensatz für die sekundäre Edelmetallherstellung umfasst die Produktion von Platin, Palladium und Rhodium wie oben beschrieben mit der Abfolge des Mahlens und Homogenisierens, dem pyrometallurgischen Verfahren durch Einschmelzen des Pulvers in einem Hochtemperatur-Elektroofen mit anschließender Edelmetallkonzentration in einem Sammlermetall. Die Daten umfassen außerdem die nasschemische Trennung zur Abtrennung des Edelmetallkonzentrates⁸⁸, die mehrstufigen Batchprozesse in der Platinscheiderei zur Trennung der PGM voneinander sowie den Präparatebetrieb als letzten Arbeitsschritt. Hier werden die PGM präpariert, um sie dann im Washcoat als Dotierung für den neuen Altfahrzeugkatalysator verwenden zu können.

Als Verteilungsregel wird eine Verteilung nach dem Marktwert angenommen. Bezugsjahr der Marktwerte ist das Jahr 2001 [158].

Datenherkunft

Die Daten der Edelmetallrückgewinnung sind gemittelte Industriedaten sowie Daten aus der Fachliteratur [34].

Reifen

Das Altreifenaufkommen lag nach Erhebungen des Wirtschaftsverbandes der deutschen Kautschukindustrie (W.d.K.) im Jahr 1990 bei ca. 550.000 t. Prognosen bis zum Jahr 2000 gingen von einem Aufkommen von 650.000 t/a aus, wobei der Anteil von Pkw-Reifen von ca. 60 % relativ konstant bleibt [159].

⁸⁸

Das Recycling des Sammlermetalls nach der nasschemischen Trennung ist als prozessinterner Recyclingfluss berücksichtigt.

Verwertungsverfahren, Modellierung und Daten:

Die Altreifenverwertung splittet sich in die nachfolgend kurz beschriebenen Bereiche. Für eine ausführlichere Dokumentation sei auf [159] verwiesen.

Wiederverwendung: Mit 11 % bzw. 65.000 t/a ist ein nicht unerheblicher Anteil der Gebrauchtreifen für die Wiederverwendung geeignet. Ein Anteil von ca. 15.000 t wird auf dem inländischen Gebrauchtreifenmarkt wieder verwendet. Ca. 50.000 t werden in den europäischen und afrikanischen Raum, aber auch in die USA und nach Brasilien exportiert.

Die Umweltauswirkungen durch die Wiederverwendung entstammen im Wesentlichen den verschiedenen Transportvorgängen, die im europäischen Raum vorwiegend per Lkw und bei Exporten nach Übersee zusätzlich per Schiffsverkehr stattfinden. Die Modellierung der Distribution der Gebrauchtreifen ist daher für die Abbildung der Wiederverwendung maßgebend und wird in ihrer Transportstruktur im Systemmodell übernommen. Die in der GaBi-Datenbank vorhandenen Prozesse für Lkw- und Wasserwegtransporte werden in ihren Parametern in Anlehnung an [159] mit den in Tabelle 4-4 aufgeführten Werten belegt.

Tabelle 4-4: Transportparameter für die zur Wiederverwendung geeigneten Pkw

<i>Zielraum</i>	<i>Transportmittel</i>	<i>Mittlere [km]</i>	<i>Transportentfernung</i>
Europa	Lkw	500	
Afrika	Lkw*	300	
	Schiff	2000	
	Lkw**	100	
Amerika	Lkw*	300	
	Schiff	5000	
	Lkw**	500	

* - Lkw-Transport zum Exporthafen

** - Lkw-Transport innerhalb des Zielraumes zum Bestimmungsort

Durch die Wiederverwendung von Gebrauchtreifen wird zu einem gewissen Anteil die Herstellung von Neureifen eingespart. Unter Einbeziehung des tatsächlichen Nutzwertes in Form der verbleibenden Laufleistung wird eine mittlere verbliebene Laufleistung von 50 % derjenigen eines Neureifens angesetzt. Das entspricht bei ca. 50.000 t wieder verwendeten Gebrauchtreifen einem Gutschriftäquivalent von ca. 25.000 t Neureifen.

*Runderneuerung*⁸⁹: Die Hälfte aller zu Runderneuerung angelieferten Altreifen wird an den Anfallstellen vorsortiert und direkt an den Runderneuerungsbetrieb angeliefert. Die restlichen 50 % werden zunächst unsortiert (Pkw-, Lkw- und andere Reifentypen) einer Sortierungsstelle zugeführt und werden von dort aus sortiert zum Runderneuerungsbetrieb transportiert.

⁸⁹

Runderneuerung bedeutet, intakte Karkassen neu mit einer Lauffläche zu belegen.

Diese Transporte von der Anfall- zur Sortierstelle und zum Runderneuerungsbetrieb werden als Lkw-Transporte mit einer durchschnittlichen Entfernung von 100 km angenommen.

Es erfolgt eine Untersuchung der Altreifen auf ihre Tauglichkeit zur Runderneuerung. Nur ca. die Hälfte aller Altreifen sind zur Runderneuerung geeignet. Von diesen werden die Reste der Lauffläche entfernt sowie das darunter liegende Gummi aufgeraut. Auf die derart aufgerauten Karkassen wird eine Gummilösung aufgetragen und in einem Vulkanisationsverfahren (Heißverfahren für Pkw-Reifen) die neue Lauffläche aufgebracht.

An Input- und Outputströmen werden folgende Stoffe in die Bilanzierung einbezogen: Inputseitig werden Lösemittel, Strom, thermische Energie für den Runderneuerungsprozess sowie für die Reifengummimixtur eine Kautschukmischung aus Naturkautschuk, Styrol-Butadien-Kautschuk und Ruß als Füllstoff benötigt. Als Output fällt Gummimehl sowie das Zielprodukt runderneuerte Reifen an. Angaben über eventuelle Emissionen waren nicht verfügbar.

Verarbeitung zu Granulat und Mehl: Die *werkstoffliche Verwertung* von Altreifen erfolgt über die Herstellung von Gummigranulaten bzw. -mehlen. Als Zerkleinerungstechnologie stehen prinzipiell zwei Verfahren zur Verfügung – die *Warm- und die Kaltvermahlung*. Eine Vorsortierung der Reifen ist für die Mahlvorgänge nicht nötig.

Bei der Kaltvermahlung wird der vorzerkleinerte Gummi durch Abkühlung mit flüssigem Stickstoff auf ca. -100°C versprödet, wodurch die Separierung von Stahlcord und Textilanteilen in den nachfolgenden Zerkleinerungs- und Siebeinrichtungen sowie der Magnetabscheidung erleichtert wird [115], [159].

Bei der häufiger praktizierten Warmvermahlung wird das Gummimaterial bei Umgebungstemperatur in Friktionswalzen und Mahlextruder zerkleinert. Anschließend wird das Gummimehl und -granulat durch mechanische Separierung von anhaftendem Stahl und Textilfasern gereinigt. Je nach angestrebter Zielfraktion kann das Granulat auch weiteren Mahlprozessen zugeführt und zu Gummimehl aufbereitet werden.

Das Gummigranulat bzw. -mehl kann einerseits zur Neuproduktion von Reifen verwendet oder zur Bodenbelagsherstellung, als Isolierung für Kühlanlagen, für Schalldämmungen und anderes verwendet werden.

Die In- und Outputströme der beiden Verfahren sind im Wesentlichen vergleichbar. Als Input fallen für die Warmvermahlung nur Strom zur Bereitstellung der mechanischen Energie und Betriebsstoffe für die Aggregate an. Für die Kaltvermahlung ist der Energieverbrauch aufgrund des Bedarfes an Flüssigstickstoff demgegenüber deutlich erhöht. Neben den Produkten Gummigranulat und -mehl fallen als Output Stahlschrott und Textilfasern an. Beim Warmmahlverfahren entstehen Mahlverluste durch die Anhaftungen von Restgummiantteilen an Stahl und Textilien. Im Gegensatz dazu sind die Stahl- und Textilfraktionen der kryogenen Trennung frei von Gummi.

Energetische Verwertung im Zementwerk: Aufgrund ihres hohen Heizwertes (31 – 34 MJ/kg)⁹⁰ wird ein bedeutender Anteil von Altreifen als Sekundärbrennstoff energetisch in Zementwerken eingesetzt und ersetzt damit konventionelle Energieträger.

Der Prozess der Sekundärbrennstoffverwertung im Zementwerk ist in Kapitel 4.6.2 beschrieben. Im GaBi-Prozessmodell wird über freie Parameter die Elementarzusammensetzung zur Berechnung der Emissionsvektoren vorgegeben. Zusätzlich muss der Heizwert für die Berechnung des spezifischen Rauchgasvolumens angegeben werden.

Energetische Verwertung im Kraftwerk: Der hohe Heizwert von Altreifen bietet auch die Option einer energetischen Verwertung im Kraft- bzw. Heizkraftwerk direkt zur Strom- oder Wärmeerzeugung. Unter Vorgabe der Elementarzusammensetzung von Altreifen sowie deren Heizwert werden im GaBi-Prozess die Vorgänge bei der Verbrennung unter den Randbedingungen einer Kraftwerksverbrennung mit Rostfeuerung bilanziert. Unter Berücksichtigung von Heizwert und Prozesswirkungsgrad bei vollständiger Verstromung wird der erzeugte Strom pro kg Abfallinput errechnet. Als Reststoffe fallen Filterstaub, Asche, Rauchgasreinigungsreststoffe sowie Abgasemissionen wie Schwermetalle in Luft und andere Luftemissionen an.

Deponie: Ein geringer Teil der Altreifen wird direkt der Deponie zugeführt. Eine Beschreibung der Prozess-Modellierung findet sich in Kapitel 4.6.3.

Massenstromverteilung:

Für die Modellierung der Massenstromverteilung auf die verschiedenen Verwertungswege von Altreifen wird auf die Erhebungen des Wirtschaftsverbandes der deutschen Kautschukindustrie (W.d.K.) aus dem Jahr 1995 zurückgegriffen (vgl. Tabelle 4-5) [159].

Tabelle 4-5: Verbleib, Verwertung und Entsorgung von Altreifen in Deutschland, modifiziert nach [159]

<i>Verwertung/Entsorgung/ Verbleib</i>	<i>[%] (von gesamt 600.000 t/a)</i>
▪ Zementindustrie	35
▪ Runderneuerung	18
▪ Mehl, Granulat	13
▪ Wiederverwendung	11
▪ Kraftwerke	6
▪ Deponierung	1
▪ Statistisch nicht erfasst	16

⁹⁰ Zum Vergleich: Steinkohle hat durchschnittlich 26 MJ/kg

Batterie

Die Rücknahme und ordnungsgemäße Verwertung von Altbatterien und – akkumulatoren ist in der Batterieverordnung (BattV) vom 03.04.1998 gesetzlich geregelt.

Für die Rückgewinnung des Bleis aus Alt-Batterien haben sich zwei im Konzeptansatz unterschiedliche Verfahrensweisen etabliert, die zum einen das stoffliche und zum anderen das thermische Recycling verfolgen. Bei beiden Verfahren wird zunächst das Elektrolyt (verdünnte Schwefelsäure) abgelassen und in verschiedenen Anwendungen stofflich verwertet.

Exemplarisch für die stoffliche Verwertung wird im Folgenden das bei der BSB Recycling GmbH [160] angewandte Verfahren und für die thermische Verwertung das Contibat-Verfahren [130] beschrieben.

BSB-Verfahren: Die Batterie wird in diesem Verfahren trockengelegt (Ablassen der Schwefelsäure), geshreddert und separiert. Die Blei- und Kunststoffbestandteile (PP - Polypropylen) werden in einer Schwimm-Sink-Anlage sortenrein getrennt. Die Kunststofffraktion wird mehrfach gereinigt, extrudiert und zu hochwertigen PP-Compounds verarbeitet [160]. Die Bleipaste wird entschwefelt⁹¹ und unter Zuschlag von Reduktionsmitteln in Kurztrommelöfen zu Weichblei eingeschmolzen und legiert, so dass es wieder zur Herstellung von Akkumulatoren einsetzbar ist [124]. Alternativ kann die Bleipaste auch in einer Primärbleihütte eingesetzt werden.

Contibat Verfahren: Die Batterie wird in diesem Verfahren perforiert, trockengelegt und anschließend in einem Shredder zerkleinert. Der Shredderoutput wird in einem Trommelofen mit Hilfe der Hochtemperatur-Sauerstoffverbrennung aufgeschmolzen. Die Kunststoffanteile fungieren dabei als zusätzlicher Brennstoff. Die Beschickung des Trommelofens erfolgt über eine Aufgabenvorrichtung langsamer als gewöhnlich. Dieses verzögerte Aufgeben sowie ein sofortiges Zünden und Verbrennen der Kunststoffe verhindert eine unkontrollierte plötzliche Vergasung der flüchtigen Anteile der Kunststoffe ebenso wie eine nur unvollständige Verbrennung.

Nach der Umwandlung des Bleioxides zu metallischem Blei wird das flüssige Rohblei zu Blöcken vergossen und der Raffinierung und Legierung zugeführt, d.h. zu verkaufsfertigem Blei verarbeitet.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Es ist sowohl das BSB- als auch das Contibat-Verfahren wie oben beschrieben mit dem entsprechenden Energiebedarf, dem Bedarf an Betriebsmitteln sowie entstehenden Emissionen, Abwasser und Abfällen für die einzelnen Prozessschritte modelliert.

Datenherkunft

Die Daten und Prozess-Informationen entstammen zum Teil Firmenangaben [160] und sind zum Teil der Literatur entnommen [130], [124], [115].

Kabelrecycling

Kabel bestehen in der Regel aus einer metallischen Kabelseele mit einem oder mehreren Strängen, die entweder aus Kupfer oder Aluminium gefertigt sind und einem Kabelmantel, der in den meisten Fällen aus PVC besteht. Bei vielen Kabeln sind auch die einzelnen Metallstränge nochmals mit PVC umhüllt. Die Trennung dieser Kabelseele vom Isoliermaterial ist Ziel des Kabelrecyclings. Neben dem klassischen Verfahren der kalt-mechanischen Aufbereitung besteht eine weitere Möglichkeit in der Trennung durch Lösemittelverfahren.

Das Prinzip der mechanischen Kabelaufbereitung besteht in der Kombination von mehreren Zerkleinerungs- und Abtrennschritten, in denen die Kabelseele vom Kunststoff-Kabelmantel getrennt wird (vgl. Abbildung 4-13). Die Metallfraktionen werden aus dem Mahlgut separiert.

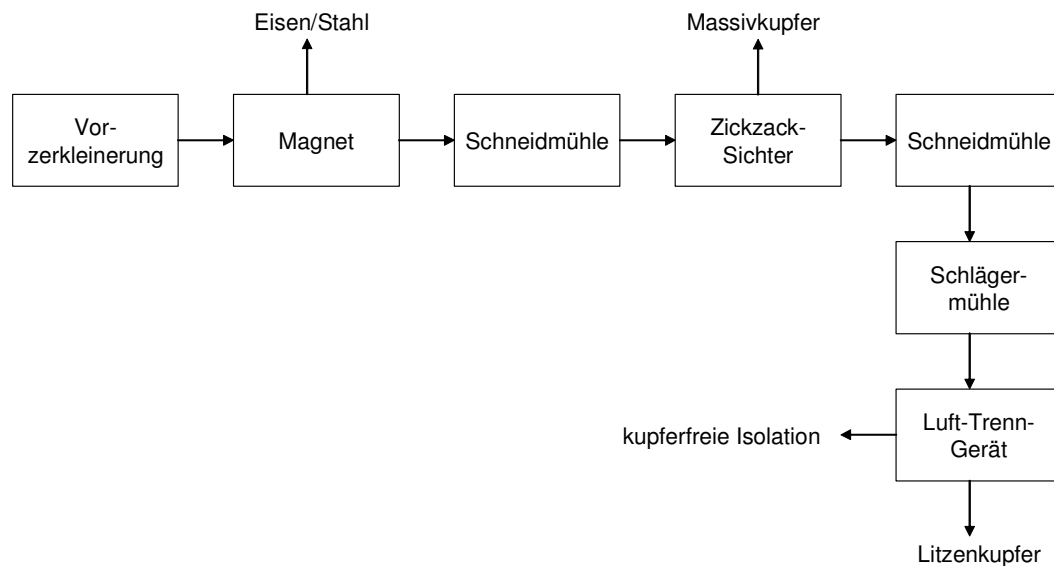


Abbildung 4-13: Verfahrensablauf bei der mechanischen Kabelaufbereitung, nach [115]

Das Verfahren der Kabelaufbereitung nach dem Lösungsmittelverfahren basiert auf der speziellen Eigenschaft von PVC, sich in bestimmten Lösemitteln vollständig zu lösen (VINYLOOP®-Verfahren [161]). Je nach Verfahrensanwender werden die Altkabel in einem ersten Schritt der Aufbereitung vorzerkleinert, das Material gegebenenfalls entölt und getrocknet. Der anschließende eigentliche Prozess der Lösemittel-Extraktion läuft unter Verwendung eines organischen Lösemittels⁹² in einem Lösereaktor, das wieder ausgetrieben und im Kreislauf geführt wird. Nach der PVC-Extraktion werden Kupfer und PVC separiert, indem das Material durch einen Filter geschickt wird. Die PVC-Lösung gelangt nach dieser Abtrennung in den Fällungsreaktor, wo das PVC mit einer Partikelgröße von ca. 0,4 mm ausgefällt wird. Sowohl das Kupfer als auch das PVC werden in einem letzten Schritt getrocknet.

⁹¹

Umsetzung von Bleisulfat mit Natronlauge oder Soda zu Natriumsulfat und entschwefelter Paste [124]

Dokumentation der Modellierung und der Daten, Datenherkunft*Massenstromverteilung:*

In dem parametrisierten Prozess der Massenstromverteilung kann das jeweils in die Bilanz einzubeziehende Verfahren ausgewählt werden.

Mechanisches Kabelrecycling:

Das Verfahren ist mit mehreren Zerkleinerungs- und Abtrennschritten ähnlich dem oben dargestellten Ablauf modelliert. Die im Rahmen dieser Arbeit im Jahr 2002 erhobenen Daten, die im Wesentlichen den Energiebedarf der einzelnen Anlagenteile betreffen, stammen aus Angaben einer Kunststoffrecyclingfirma.

Lösungsmittelverfahren:

Der Prozess der Kabelaufbereitung durch Inlösungnahme wird in den Prozessschritten Entölung, Trocknung, PVC-Extraktion, Filterung, Lösemittelaustreibung und Trocknung des Kupfers im GaBi-Modell abgebildet. Die Prozessdaten zum Energiebedarf und Betriebsmittelverbrauch wurden aus dem Modellversuch einer Kunststoffrecyclingfirma zur Verfügung gestellt. Bezugsjahr der Daten ist 2001.

4.5.3 Kunststoffe

Eine Möglichkeit der Einteilung von Kunststoffen besteht in der Unterscheidung nach ihrem mechanischen und thermischen Verhalten in Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere. Da sich die speziellen Eigenschaften dieser Kunststoffgruppen auf deren Verwertungsmöglichkeiten auswirken, werden diese einführend kurz beschrieben.

Thermoplaste

Thermoplaste bestehen aus kettenartig (1-dimensional) vernetzten Monomeren. Diese Vernetzung ist thermisch reversibel, die Makromoleküle werden bei diesem Vorgang chemisch nicht verändert. D.h. diese Kunststoffe sind grundsätzlich immer wieder aufschmelzbar, werden dabei formbar und erhärten beim Abkühlen wieder.

Für die stoffliche Verwertung ist eine Verarbeitung zu Regranulat als Ausgangsmaterial für den originären Einsatz möglich. Vor der Weiterverarbeitung als sortenreines Mahlgut müssen die Altkunststoffe jedoch einer Aufbereitung unterzogen werden (Waschen, Trocknen, Mahlen etc.). Einige der gebräuchlichsten Thermoplaste sind die Kunststoffe PP, PE, PA, PVC.

Duromere

Duroplastische Kunststoffe bilden im Gegensatz zu Thermoplasten erst beim Verarbeitungsprozess ihre (3-dimensionale) hochvernetzte Struktur aus. Die Vernetzung der Duroplaste ist irreversibel, d.h. sie sind nur zu dem Zeitpunkt formbar, an dem die Makromoleküle

vernetzen. Da sie sich nicht mehr aufschmelzen lassen, galten Duroplaste, insbesondere faserverstärkte (GFK, wie SMC, BMC), lange Zeit als nicht wiederverwertbar. In Zusammenarbeit von Kunststoffverarbeitern und Rohstoffherstellern wurde ein Verfahren entwickelt, das die stoffliche Wiederverwertung möglich macht. Bei diesem sogenannten Partikelrecycling wird das duromere Material mechanisch zerkleinert und in Metallabtrenn-, Sichtungs- und Siebschritten aufbereitet [162]. Kleinstvermahlen kann das Material als Füllstoff der Neuware zugesetzt werden (Aufbereitungsverfahren z.B. für SMC/BMC bei Firma Ercom [115]). Des Weiteren können Duroplaste rohstofflich bzw. thermisch verwertet werden [162], [163].

Als Hauptvertreter der Duroplaste ist Polyurethan bekannt, das durch die Variation seiner Grundkomponenten sowohl als weicher (Weich-PUR) als auch als sehr harter Werkstoff (Hart-PUR) hergestellt werden kann. PUR-Weichschaum, der als Polsterauflage in Sitzen verarbeitet wird, kann nach einer Zerkleinerung zu Schaumflocken und Versetzen mit einem Bindemittel auf PUR-Basis zu geräuschisolierenden Matten verarbeitet werden. Durch die Aufbereitung von PUR-Schaum können Flockenverbundteile hergestellt werden, deren Härte größer ist als die der ursprünglichen Schaumteile. Sie finden Anwendung z.B. als Versteifung im Kfz-Innenbereich und für Kopfstützen [115].

Ein weiteres in der Praxis bewährtes Verfahren zur PUR-Verwertung ist das Klebpressen. Die granulierten PUR-Teile werden mit dem Bindemittel Diphenylmethandiisocyanat (MDI) gemischt und zu Formteilen verpresst [115].

Elastomere

Elastomere bestehen aus partiell (2-dimensional) vernetzten Monomeren. Diese Struktur der an einigen Stellen miteinander verbundenen, ein weitmaschiges räumliches Netz bildenden Makromoleküle ist die Ursache für die Elastizität der Elastomere. Die Elastizität bleibt bis zur Vernetzungstemperatur erhalten, oberhalb der Vernetzungstemperatur zersetzen sie sich. Daher können auch Elastomere nicht in einem thermoplastischen Prozess aufbereitet werden. Wie Duroplaste können sie in gemahlener Form (Partikelrecycling) als Füllstoff Verwendung finden oder thermisch (Pyrolyse, Solvolyse oder Verbrennung) verwertet werden. Häufig werden Gummigranulate für die Herstellung von Matten und Bodenbelägen verwendet [164].

Verwertungsverfahren

Die Verwertung von Kunststoffen kann werkstofflich (physikalisch-mechanisch), rohstofflich (chemisch oder chemisch-physikalisch) oder energetisch erfolgen. Während das Ziel bei der werkstofflichen Verwertung die Herstellung von Regranulat oder Mischfraktionen für Sekundärprodukte ist, werden bei der rohstofflichen und thermischen Verwertung die im Kunststoff enthaltenen Grundsubstanzen bzw. Energie gewonnen.

Voraussetzung für praktisch alle Verwertungsverfahren ist eine vorgeschaltete Aufbereitung der Kunststoffabfälle.

Eine Übersicht über die möglichen Verwertungswege für Kunststoffe gibt Abbildung 4-14.

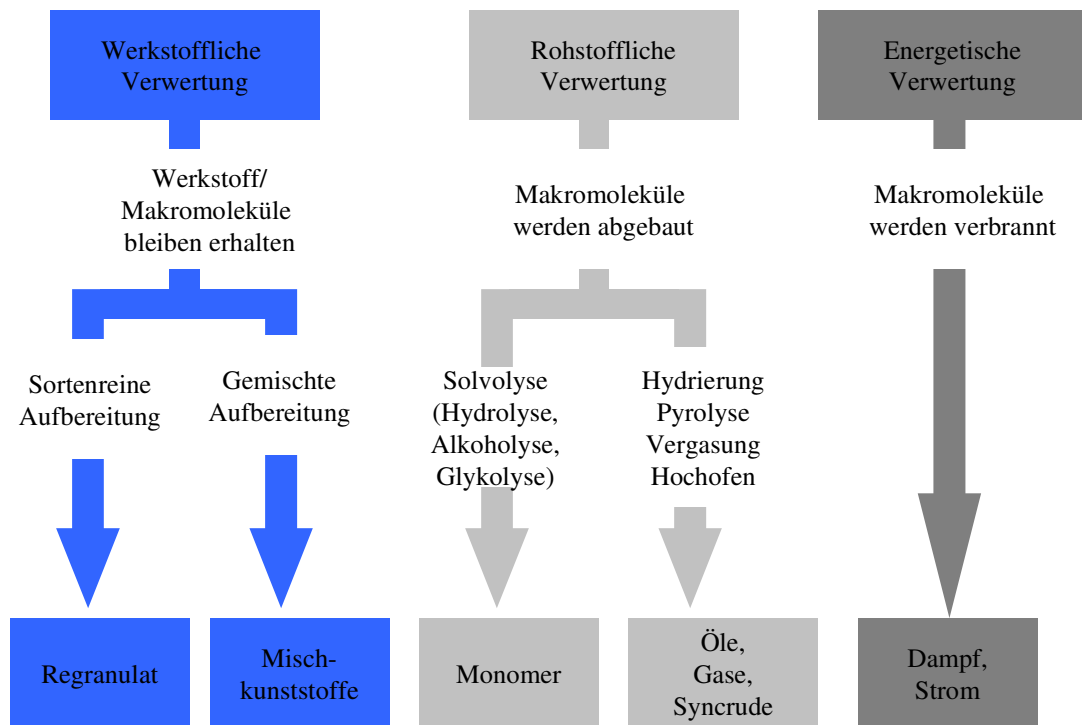


Abbildung 4-14: Verwertungswege für Kunststoffe [164]

Werkstoffliche Verwertung

Ziel des werkstofflichen Recyclings ist die Wiedergewinnung des eingesetzten Bauteilwerkstoffes. Die Molekularstruktur der Kunststoffe bleibt dabei unverändert. Die Verfahren basieren auf rein physikalischen Umwandlungen. Wie oben bereits erwähnt, eignen sich Duroplaste und Elastomere aufgrund ihrer vernetzten Molekülstruktur nur bedingt zur werkstofflichen Aufbereitung und können bisher nur im Partikelrecycling zur Verwendung als Füllstoff werkstofflich verwertet werden. Dieser Verwertungsweg ist zwar technisch möglich, aber aufgrund der niedrigen Preise für die üblichen Füllstoffe nicht wirtschaftlich [115].

Kunststoffe, die einer Nutzung wie z.B. in Kraftfahrzeugen unterliegen, sind mechanischen, thermischen oder auch chemischen Beanspruchungen ausgesetzt. Die aus Altkunststoffen hergestellten Granulate unterliegen damit stark schwankenden Qualitätseigenschaften, die den Rezyklateinsatz begrenzen. Daher beruhen die meisten Ansätze des werkstofflichen Kunststoffrecyclings auf dem Kaskadenprinzip. Auch gemischte Kunststoffabfälle kann man werkstofflich verwerten, indem man sie direkt, d.h. ohne vorherige Aufbereitungsschritte, aufschmilzt. Die entstehenden Mischverbunde finden Anwendung in Produkten mit geringen optischen und mechanischen Anforderungen an das Material, wie Parkbänke, Blumenkübel, Paletten, Lärmschutzwände u.a.

Bei der werkstofflichen Verwertung muss vor dem eigentlichen Verwertungsschritt in unterschiedlichem Maße eine Aufbereitung erfolgen [162]. Mit hohen Ansprüchen an den

vorgeschalteten Aufbereitungsprozess ist ein originärer Einsatz der Sekundärkunststoffe verbunden.

Die von einer Vielzahl von Firmen in Deutschland betriebenen Aufbereitungstechnologien beruhen weitgehend auf ähnlichen Prozessschemata, die sich in den verarbeiteten Kunststoffen sowie in der Auswahl und Abfolge der Verfahrensschritte unterscheiden [165]. Dazu gehören die folgenden Verfahren:

- Sammeln
- Lagern
- Fördern (Förderbänder)
- Zerkleinern⁹³
- Trennen (Klassieren, Sortieren)⁹⁴
- Waschen
- Trocknen
- Entlacken⁹⁵

Aus der sortierten und gereinigten Kunststofffraktion kann über die Schmelze entweder direkt das Produkt oder als Zwischenschritt ein Granulat hergestellt werden (Schmelzeextrusion/ Regranulieren). Bei der Extrusion werden gemahlene Kunststoffe in einem beheizten Zylinder durch eine Schnecke verdichtet und geschmolzen. Die plastische Kunststoffformmasse (Extrudat) wird dann entweder von einem vor einer Düsenplatte rotierenden Messer abgeschabt (Heißabschlaggranulierung) oder die aus der Düsenplatte austretenden Stränge werden durch ein Wasserbad gezogen, kühlen dort ab und werden erst anschließend durch eine rotierende Messerwalze granuliert (Kaltgranulierung) [162]. Zur Anwendung kommen Ein- und Zweischneckenextruder.

⁹³ Die Zerkleinerung ist Voraussetzung für ein wirkungsvolles anschließendes Trennverfahren und soll eine möglichst gleichmäßige Korngrößenverteilung gewährleisten. Je nach Abfallart, ob sortenrein oder Verbund, und beabsichtigter Verwendung des Rezyklates kann der Zerkleinerungsprozess ein bis mehrere Verfahrensstufen (Vorzerkleinerung mit Shredder, Schneckenzerkleinerer, Schneid- oder Hammermühlen, Hauptzerkleinerung z.B. mit Schneidmühlen) umfassen.

⁹⁴ Eine möglichst sortenreine Trennung der Altkunststoffe ist der entscheidende Schritt für eine hochwertige Rezyklatherstellung, da die verschiedenen Kunststoffe vielfach unverträglich miteinander sind (Verträglichkeitsmatrix vgl. [166], [129]). Die Trennverfahren werden in die Bereiche Klassierung und Sortierung unterschieden. Die Klassierung beruht auf der Auftrennung eines Korngemisches aufgrund unterschiedlicher Korngrößen und -formen mit Hilfe von Sieb- und Sichtungungsverfahren. Bei der Sortierung werden physikalische Eigenschaften wie Dichte, elektrische Leitfähigkeit, Benetzbarkeit oder auch spektroskopische Eigenschaften herangezogen. Industriell zur Trennung großer Materialströme am häufigsten eingesetzt werden zurzeit dichteabhängige nasse Verfahren wie Schwimm-Sink-Verfahren oder der Hydrozyklon [166]. Ein weiteres Sortierverfahren beruht auf der Identifizierung der Kunststoffe mit Hilfe der Spektroskopie, wie die Röntgenspektroskopie oder die IR-Spektroskopie (nahes IR = NIR, mittleres IR = MIR). Zur Entfernung metallischer Verunreinigungen wird die Magnetabscheidung oder die Wirbelstromscheidung eingesetzt.

⁹⁵ Lackierte Kunststoffbauteile, wie z.B. Stoßfänger oder Kotflügel, sind in der Kunststoffaufbereitung problematisch, bereits ein Anteil von 2 % Lack führt zu unbefriedigender Rezyklatqualität [167]. Als erfolgreich wird in der Literatur die Kombination aus chemischem und mechanischem Verfahren beschrieben, indem zuerst mit Hilfe eines Quell- bzw. Lösemittels die Lackhaftung geschwächt wird und nach einer gewissen Einwirkzeit der Lack durch eine mechanische Behandlung (z. B. Gleitschleiftechnik) abgetragen wird [115], [131]). Ein rein mechanisches Verfahren wird z.B. bei der Firma Wipag [168] praktiziert. In einem sogenannten Delaminator werden die Kunststoffteile durch selektive Zerkleinerungs- und Ablöseprozesse von der Lackschicht befreit.

Bevor die aufbereiteten Kunststoffe erneut für die Herstellung neuer Produkte eingesetzt werden können, setzt man in der Compoundierung dem Mahlgut Additive zu. Damit werden die gewünschten Eigenschaften des Materials eingestellt bzw. verbessert. Das Rezyklat wird je nach Anwendungsfall bzw. vorgegebener Materialspezifikation zu einem bestimmten Anteil der Neuware (Primärmaterial) zugemischt oder auch als 100%iges Rezyklat verarbeitet.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Massenstromverteilung

Über einen Massenstromverteilungsprozess wird die Möglichkeit der Auswahl der verschiedenen Verwertungsoptionen für den jeweiligen Kunststoff bzw. das Kunststoffbauteil (werkstoffliche, rohstoffliche oder energetische Verwertung mit den jeweiligen Verfahren) realisiert.

Werkstoffliche Verwertung

Die werkstoffliche Verwertung wird anhand der oben genannten Aufbereitungsprozesse mit den jeweiligen Anlagen wie Shredder, Hydrozyklon, Windsichter, Magnetabscheider, Ein- und Doppelschneckenextruder, Schneidmühle und weiteren im GaBi-Modell abgebildet, die zum entsprechenden Prozessablauf kombiniert werden. Aus Durchsatz, Nennleistung und Auslastung der Anlagen wird der Energiebedarf ermittelt. Als Beispiele sind in den Abbildungen 4-15 und 4-16 die Verwertung von Polypropylen (PP)-Stoßfängern sowie von SMC (Sheet Moulding Compound) im Partikelrecycling dargestellt.

Datenherkunft

Informationen zum Prozessablauf sowie die anlagenspezifischen Daten zum Durchsatz, Nennleistung, Auslastung, dem Bedarf an Prozesswasser und sonstigen Betriebsmitteln, zu Materialverlusten im Aufbereitungsprozess, Abwasser, Staub- und anderen Emissionen, wurden im Rahmen der Arbeit bei mehreren kunststoffverarbeitenden Firmen erhoben. Bezugszeitraum der Daten sind die Jahre 2002/ 2003.

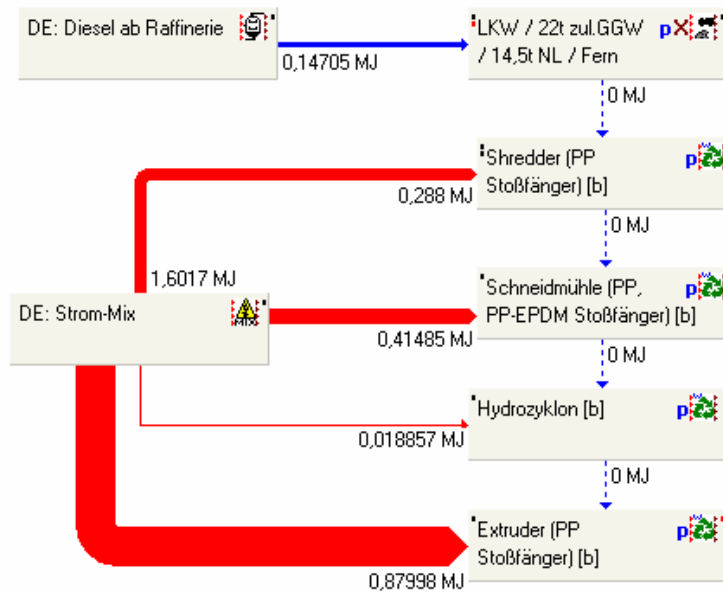


Abbildung 4-15: vereinfachter GaBi-Plan zum Prozessablauf des Partikelrecyclings für SMC (Sheet Moulding Compound)

Rohstoffliche Verwertung

Unter dem Begriff der rohstofflichen Verwertung oder auch des chemischen Recyclings werden eine Reihe von Verfahren zusammengefasst, in denen der makromolekulare Aufbau der Polymerketten durch Einwirkung von hohen Temperaturen oder Lösungsmitteln zerstört und niedermolekulare Verbindungen gebildet werden. Die Produkte sind petrochemische Grundstoffe wie Öle und Gase, die nach Auftrennung und Reinigung erneut zur Herstellung von Kunststoffen oder als Substitute für entsprechende Chemiegrundstoffe eingesetzt werden können [169], [170].

Mögliche Verfahren der rohstofflichen Verwertung sind Hydrierung, Pyrolyse, Vergasung sowie Solvolyse. Im Gegensatz zum werkstofflichen Recycling können bei diesen Verfahren mit Ausnahme der Solvolyse auch Mischkunststoffe verwertet werden.

Auch an den Einsatz von Altkunststoffen in rohstofflichen Verwertungsverfahren sind je nach Verfahren bestimmte qualitative Anforderungen gebunden, insbesondere was den Halogen (Chlor-) gehalt, Schwermetallbestandteile und Füllstoffe betrifft. Ebenso spielen die Partikel-form und -größe sowie bei flüssigem Einsatzmaterial die Viskosität eine Rolle [78]. Daher ist vor der eigentlichen Verwertung eine mechanische und gegebenenfalls eine thermische Aufbereitung erforderlich. Die mechanische Aufbereitung umfasst eine Zerkleinerung, Reinigung und gegebenenfalls eine Kompaktierung des Materials. Zur Erzeugung von flüssigem Einsatzmaterial erfolgt eine thermische Aufbereitung, bei der durch einen molekularen Vorabbau die Kunststoffe verflüssigt werden und zugleich eine thermochemische Abspaltung des Chlors erreicht wird [166].

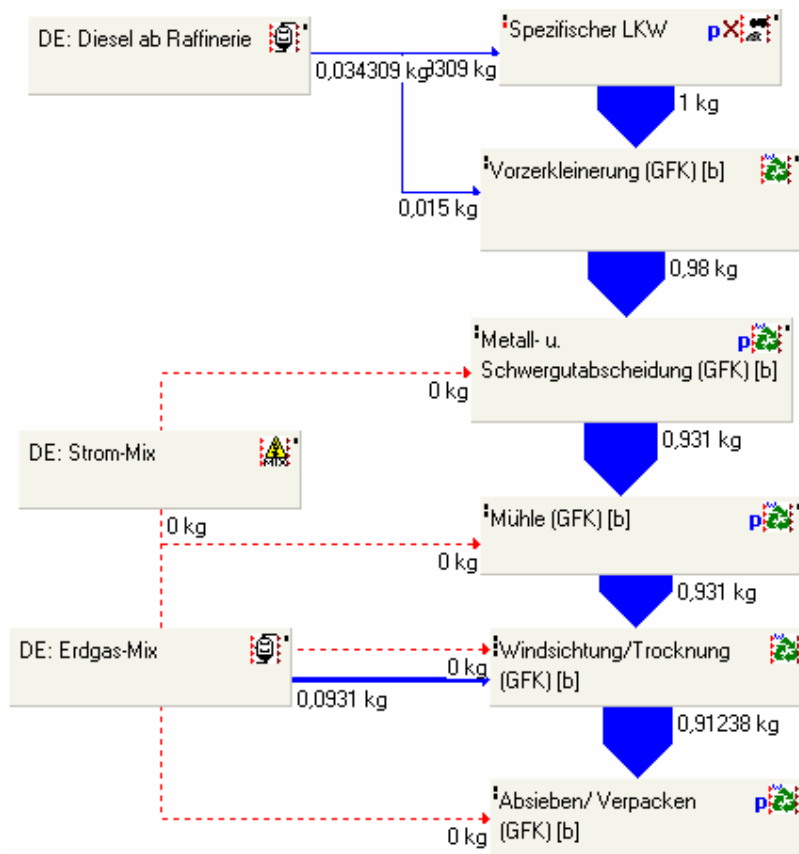


Abbildung 4-16: vereinfachter GaBi-Plan zum Prozessablauf des Stofffängerrecyclings (PP)

Hydrierung

Bei der Hydrierung werden Kunststoffe unter hohem Druck und bei Temperaturen von rund 500° C in einer Wasserstoffatmosphäre in Gegenwart von Katalysatoren zu niedrig siedenden Kohlenwasserstoffen umgesetzt [162]. Es kommt zur Spaltung der Kunststoffmoleküle und der Wasserstoff lagert sich an die Bruchstücke an. Das Spaltprodukt, das in seiner Zusammensetzung dem Erdöl sehr ähnlich ist, wird als *Syncrude*⁹⁶ bezeichnet. In einer Raffinerie werden daraus Kraftstoffe, Heizöle und Rohstoffe für die Kunststoffproduktion gewonnen. Neben Syncrude liefert die Hydrierung gasförmige Spaltprodukte, die als Heizgas genutzt werden oder ebenfalls in eine Raffinerie gelangen. Als Rest verbleiben geringe Mengen eines festen Hydrierrückstandes. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass sich die Bildung von Dioxinen und Furanen im Gegensatz zu Pyrolyse oder Müllverbrennung unter den herrschenden Bedingungen weitestgehend unterdrücken lässt. Im großtechnischen Maßstab wird die Hydrierung nach der beschriebenen Methode in der Kohleöl-Anlage Bottrop der VEBA AG betrieben [78].

Für eine Verwertung durch Hydrierung eignen sich alle Kunststoffe. Eine vorherige Sortierung der Kunststoffe ist nicht notwendig.

⁹⁶ synthetic crude oil = synthetisches Rohöl

Pyrolyse

Als Pyrolyse⁹⁷ bezeichnet man die thermische Zersetzung von festen oder flüssigen kohlenstoffhaltigen Abfällen unter Ausschluss eines Vergasungsmittels (Luft, Sauerstoff). Die in den Kunststoffen enthaltenen Makromoleküle werden bei Temperaturen um 500 °C (Niedertemperaturpyrolyse) bzw. 700 bis 900 °C (Hochtemperaturpyrolyse) zu niedermolekularen Verbindungen abgebaut. Als Pyrolyseprodukte entstehen abhängig von den Reaktionsbedingungen Pyrolysekokse, -öle und -gase. Die Gase können zur Strom- und Wärmeerzeugung, die Öle als Chemierohstoffe genutzt werden. Als Reaktoren für die Pyrolyse dienen in zahlreichen Prozessen Drehrohröfen. Es kommen aber auch Schmelzkessel, Schachtofen, Autoklaven, Rohrreaktoren, Schweltrommeln oder Wirbelschichtreaktoren zum Einsatz. Eine Übersicht ausgewählter Pyrolyseverfahren gibt [171]. Häufigster Anwendungsbereich ist die Pyrolyse von Kunststoffgemischen⁹⁸ und Altreifen. Ein vereinfachtes Schema einer Pyrolyseanlage zeigt Abbildung 4-17.

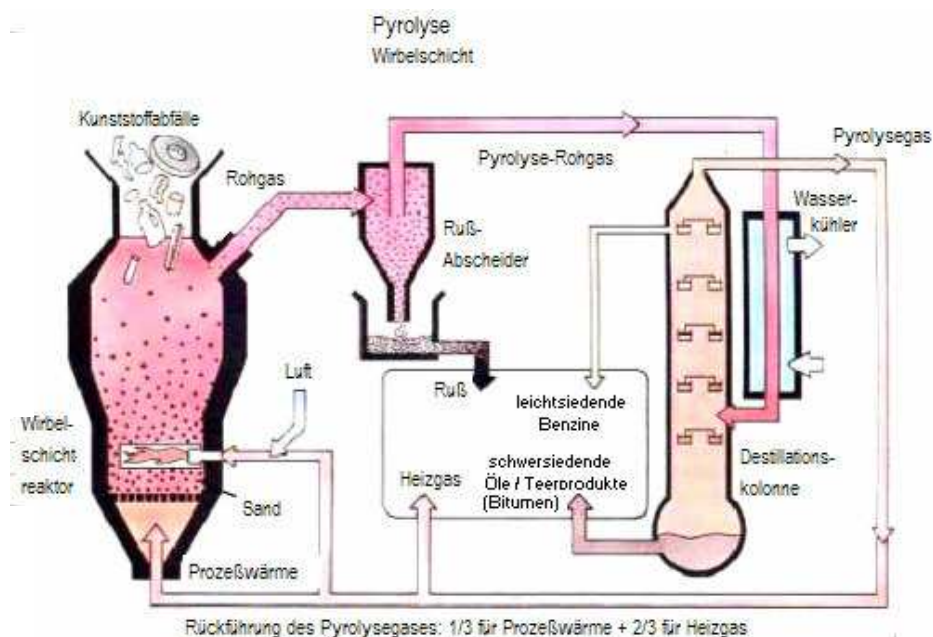


Abbildung 4-17: Pyrolyseverfahren [171]

Vergasung

Im Gegensatz zu den Verfahren der Pyrolyse und der Hydrierung, bei denen eine Rückspaltung in kurzkettige Kohlenwasserstoffe erfolgt, erhält man bei der Vergasung ein Synthese- oder Wassergas (enthält hauptsächlich H_2 und CO). Die bei Temperaturen bis zu 1600° C und einem Druck bis 150 bar ablaufende Reaktion ist eine partielle Oxidation mit einer zur vollständigen Verbrennung nicht ausreichenden Menge Sauerstoff [172]. Als

⁹⁷ Die Pyrolyse wird auch als Entgasung bezeichnet.

⁹⁸ Prinzipiell können mit diesem Verfahren fast alle Kunststoffabfälle verarbeitet werden. Probleme gibt es jedoch bei PVC, PA und Polycarbonaten, da hierbei toxische Stoffe gebildet werden.

Vergasungsmittel dienen dabei im wesentlichen Sauerstoff und Wasserdampf. Wichtigstes Einsatzgebiet für Synthesegas ist die Herstellung von Methanol.

Brikettierte Mischkunststoffe werden seit 1993 im Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ) eingesetzt. Vor der Vergasung werden die Altkunststoffe durch Shreddern zerkleinert, von Metallen befreit und auf Extruderpressen zu so genannten Kunststoffkompaktaten verpresst [173]. Das bei der Vergasung entstehende Gasgemisch aus Kohlenmonoxid, Kohlendioxid, Wasserstoff und Methan wird als Synthesegas zu 60 % zu Methanol verarbeitet, welches wiederum in einer Vielzahl von Anwendungsgebieten, als Gefrierschutz-, Lösungs- und Kältemittel, in der Brennstoffzelle u.a., eingesetzt wird.

Sehr detaillierte Ausführungen zu verschiedenen Vergasungsverfahren finden sich in [172].

Solvolyse

Solvolyse ist ein Oberbegriff für verschiedene Spaltreaktionen, die unter Einwirkung von bestimmten Reagenzien erfolgen [170]. Je nach verwendetem Lösungsmittel spricht man von Hydrolyse (Agens Wasser), Alkoholyse (Agens Alkohol) oder Glykolyse (Agens Glykol). Durch Polykondensation oder Polyaddition hergestellte Kunststoffe wie PA, PC oder PUR werden in ihre monomeren Ausgangsstoffe zurückgespalten. Nach entsprechender Aufbereitung können die Produkte zur Herstellung neuer Kunststoffe eingesetzt werden. Für diese Verfahren ist allerdings sortenreines Einsatzmaterial notwendig.

Ausführliche Verfahrensbeschreibungen sind in [162], [164], [174] und [169] enthalten.

Dokumentation der Modellierung und der Daten, Datenherkunft

Die Prozesse der rohstofflichen Kunststoffverwertung werden gemäß der obigen Verfahrensbeschreibungen im Modell abgebildet und auf den Input Kunststoff angepasst. Ausgenommen davon sind die Prozesse der Alkoholyse und der Glykolyse, die sich speziell auf den Input Polyurethan beziehen. Die Prozessdaten wurden im Rahmen der Arbeit an den entsprechenden großtechnischen Anlagen recherchiert und bilden den Stand der Jahre ca. 1998 bis 2001 ab.

4.5.4 Glas

Zurzeit wird Altglas aus Fahrzeugen zum größten Teil noch auf Deponien gelagert. Dem Recycling von Autoglas kommt im Zuge der Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben einer Deponiequote von max. 5 % ab dem Jahr 2015 ein besonderer Stellenwert zu, da das Autoglas

- mit ca. 4 Gew. % einen nicht unbedeutenden Anteil am Gesamtfahrzeuggewicht einnimmt
- nach dem Shredderprozess nicht sortenrein aussortiert und somit nicht wirtschaftlich verwertet werden kann
- das inerte Glasmaterial die Deponien belastet.

Allgemein wird Glas in die zwei Bereiche Hohl- und Flachglas aufgeteilt. In Kraftfahrzeugen wird Glas in Form von Front-, Heck- und Seitenscheiben, als Spiegel und Lampenabdeckung

oder auch als Dachfenster eingesetzt. Den größten Anteil machen dabei die aus Flachglas bestehenden Scheiben aus. Je nach Anwendungsgebiet (Front-, Heck- oder Seitenscheibe) wird zwischen Einscheibensicherheitsglas (ESG) und Verbundsicherheitsglas (VSG) unterschieden. Das VSG besteht im Unterschied zum ESG aus zwei Scheiben, die durch eine zähelastische Zwischenschicht aus Polyvinylbutyral (PVB) verbunden sind.⁹⁹

Stoffliche Verwertungsmöglichkeiten sind für das PVB bisher wenig bekannt. Der Großteil wird deponiert oder aufgrund seines hohen Heizwertes verbrannt. Einige Altglasverwerter haben bereits Verfahren zur PVB-Aufbereitung entwickelt. Aus Sicherheitsgründen kann eine recycelte Folie jedoch nicht erneut im Fahrzeug eingesetzt werden. Anwendung findet sie in Kabelumwicklungen, Fußböden, Pkw-Unterbodenschutz, Belag für Pferderennbahnen u.a.

Eine neuere Entwicklung im Autoglas ist ein solarreflektierendes System. Es besteht aus einer Kombination von zwei PVB-Folien mit dazwischen eingelegter PET-Folie. Diese Kombination wirkt sich auf das Recycling allerdings nachteilig aus, da zur sortenreinen Trennung der Kunststoffe ein weiterer Aufbereitungsschritt notwendig ist.

Die Demontage von Fahrzeugglas erfolgt durch Herausschneiden von Front- und Heckscheibe mit einem oszillierenden Messer. Die Seitenscheiben werden herausgeschlagen. Zurückbleibende Glasscherben in der Verankerung und im Fahrzeuginnenraum stellen allerdings eine erhebliche Verletzungsgefahr dar.

Das Prinzip des Autoglasrecyclings besteht aus einer mehrstufigen Zerkleinerung des Glases mittels Shredder und mittels Brechern oder Mühlen zu Granulat und einer Aussortierung von Fremdstoffen. Grobe Verunreinigungen werden maschinell oder manuell entfernt. Eisenhaltige Bestandteile werden durch Magnetabscheider ausgesondert. Moderne Anlagen verfügen über optoelektronische Sensoren, die Fremdmaterial erkennen und über Luftimpulse ausschleusen. Die PVB-Folie kann zwar fast vollständig entfernt werden, jedoch bleiben andere Rückstände wie Gummidichtungen, Heizdrähte oder Beschichtungen in kleinen Mengen zurück. Da die Flachglaserzeugung in der Herstellung gegenüber Fremdstoffen sehr viel empfindlicher als Behälter- bzw. Hohlglas ist, ist ein erneuter Einsatz als Fahrzeugglas mit sehr hohen Qualitätsanforderungen nicht möglich. Ein erneuter Einsatz des Altglases bietet sich demnach nur für minderwertige Produkten an. Das aufbereitete Glasgranulat wird an Glashütten verkauft, die daraus z.B. Glaswolle zur Wärmeisolierung herstellen.

4.6 Hilfsprozesse

In den folgenden Teilkapiteln werden die in den Kategorien A, B und C übergeordnet verwendeten Prozesse beschrieben.

⁹⁹

Diese Kunststoffolie aus PVB erfüllt insbesondere Sicherheitsfunktionen, indem sie bei einem Fahrzeugaufprall energieabsorbierend wirkt. Bei Glasbruch bleiben die Glasstücke an der Folie haften. Außerdem dient sie der Reduzierung der Wärmestrahlung.

4.6.1 Transporte

Transportleistungen fallen bei allen Recyclingprozessen an und sind gemäß der jeweiligen Transportentfernung und den verwendeten Transportmitteln berücksichtigt.

Das eigentliche Transportmodell stammt aus der GaBi-Datenbank und ist jeweils an die spezifischen Situationen angepasst.

4.6.2 Zementwerk

In Zementwerken können sowohl feste als auch fluide Reststoffe als sekundäre Brennstoffe dienen. Zurzeit werden überwiegend Altreifen, Altöl und Klärschlamm als Ersatzbrennstoffe (EBS) eingesetzt. In kleineren Mengen werden auch Kunststoffe und Shredderleichtfraktion bzw. eine daraus aufbereitete heizwertreiche Fraktion eingesetzt.

Verfahrensbeschreibung, Dokumentation der Modellierung und der Daten

Im GaBi-Prozess werden die Vorgänge bei der Verbrennung dieser sekundären Brennstoffe (brennbare Reststoffe) unter den Randbedingungen eines Zementwerks bilanziert. Betrachtet wird das Subsystem der Befeuerung des Klinkerbrennens. Die Herstellung des Zements selbst ist nicht Gegenstand der Bilanzierung.

Die Technologie entspricht dem Trockenverfahren in einem Drehrohrofen sowohl für Anlagen mit einem Zyklonvorwärmer als auch solche mit Rostvorwärmer. Neue Anlagen baut man zunehmend mit Vorcalcinatoren speziell für den Einsatz niederkalorischer Sekundärbrennstoffe.

Die sekundären Brennstoffe können an verschiedenen Stellen der Feuerung aufgegeben werden: fluide Stoffe wie z.B. Altöl oder Klärschlamm in der Primärfeuerung (Brenner) am Ofenausgang, grobstückige Brennstoffe wie Altreifen oder Kunststoffabfälle durch eine Aufgabeeinrichtung am Ofeneingang (Sekundärfeuerung) oder EBS mit relativ geringem Heizwert wie z.B. Shredderleichtfraktion im bereits erwähnten Vorcalcinator vor dem Ofeneingang. Im Klinkerherstellungsprozess fließen Brenngase und Brenngut im Gegenstrom. Das Brenngut, die mineralischen Vorprodukte des Zementklinkers, wird im Vorwärmer aufgegeben, gelangt von dort in das zum Ofenausgang geneigte Drehrohr wo der Brennvorgang stattfindet. Der gebrannte Klinker gelangt von dort in den Klinkerkühler. Die Brenngase des am Drehrohrausgang befindlichen Brenners strömen in der Gegenrichtung durch das Drehrohr, durch den Vorwärmer und werden schließlich in einem Filter entstaubt (vgl. Verfahrensfließbild Abbildung 4-18).

Im so genannten Verbundbetrieb werden Abgase aus dem Drehrohr auch durch die Rohmaterialmühle geleitet, um zusätzlich Schadstoffe zu binden sowie das Material schon an diesem Punkt aufzuwärmen. Durchschnittlich wird ein Anteil des Verbundbetriebs an der Gesamtbetriebsdauer von 90% angenommen, dieser Anteil ist über einen Parameter jedoch frei wählbar.

Die Emissionsmassenströme aus Entschwefelung und DeNox-Anlagen werden im Modell über die Grenzwerte modelliert. Bei Vorhandensein eines Koksfilters kann dies im Modell über einen Schalter eingestellt werden.

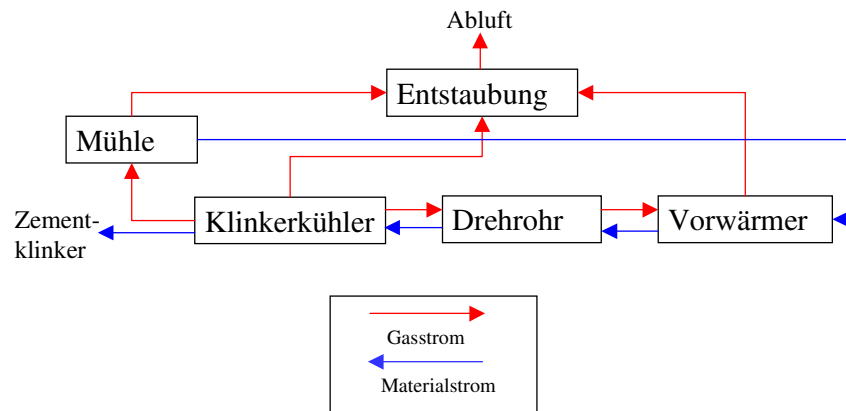


Abbildung 4-18: Fließbild des Klinkerbrennens im Zementwerk

Die Emissionscharakteristik der Feuerung wird durch die Zusammensetzung der Brennstoffe, durch die Verbrennungsbedingungen im Drehrohr sowie durch die Schadstoffbindungseigenschaften des Klinkermaterials bestimmt. Je nach eingesetztem Ersatzbrennstoff wird die elementare Zusammensetzung dieser Reststoffe über freie Parameter der einzelnen Elemente eingegeben. Zusätzlich muss der Heizwert des Brenngutes für die Berechnung des spezifischen Rauchgasvolumens angegeben werden. Für die Einstellung des Luftüberschusses (λ -Zahl) im Drehrohr wird $\lambda = 1,1$ angenommen. Den für den jeweiligen Brennstoff spezifischen Emissionsvektor ermittelt man aus der elementaren Zusammensetzung des EBS durch stöchiometrische Berechnungen, durch Transferkoeffizienten in das Medium Luft sowie durch die Berechnung über den Grenzwert (Grenzwertkonzentration * spezifisches Rauchgasvolumen). Als Grenzwerte werden hier die Werte der 17. BImSchV angenommen¹⁰⁰. Die Staubemissionen können bei Vorliegen des Aschegehaltes des EBS über Transferkoeffizienten als spezifische Ascheemission berechnet oder alternativ über den Staubgrenzwert und den Abgasvolumenstrom abgeschätzt werden.

Datenherkunft

Das Modell zur energetischen Verwertung von Ersatzbrennstoffen im Zementwerk ist ein im Rahmen dieser Arbeit inputspezifisch generiertes Modell. Es basiert auf Industrie- und Literaturdaten aus den Jahren 1994 bis 2000 [175], [176], [177], [178], [179], [180], [181].

4.6.3 Deponie

Im Rahmen der Altfahrzeugverwertung ist neben der Deponierung von Abfallstoffen aus einzelnen Verwertungsprozessen insbesondere die Deponierung der Shredderleichtfraktion

¹⁰⁰ Für die Abfallmitverbrennung in Industrieanlagen für den jeweiligen Abgasteilstrom geltende Werte der 17. Bundesimmissionsschutz-Verordnung (BImSchV).

von Bedeutung, auch wenn diese, wie in den Kapiteln 2.1.1 bis 2.1.6 zu den gesetzlichen Hintergründen ausgeführt, in Bezug auf das Fahrzeuggewicht mengenmäßig begrenzt wird.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Das erstellte Deponiemodell ermöglicht eine Beschreibung der Umweltflüsse für eine bestimmte Stoffgruppe. Das Modell wird daher bei einem komplex zusammengesetzten Abfall wie z.B. der Shredderleichtfraktion aus der Autoverwertung für jede der abgrenzbaren Stoffgruppen dieses Abfalls auf dem Plan verwendet und über die Parameter adaptiert.

Zur Beschreibung der Stoffflüsse in der Deponie geht man von konstanten Transferkoeffizienten für einzelne Elemente aus, die unter bestimmten Annahmen über Massenbilanzen an realen Deponien gewonnen werden. Einschränkend ist anzumerken, dass keine Beschreibung der Vorgänge im Deponiekörper vorgenommen wird, die in Abhängigkeit der Abfallzusammensetzung und –beschaffenheit variabel sind. Da sich jedoch die Transferkoeffizienten nicht verändern, kann mit dem vorliegenden Modell allenfalls eine Abschätzung der Emissionen aus Deponien vorgenommen werden.

Die Transferkoeffizienten gelten jeweils für einen vollständigen Abbau des Abfalls während der überwachten Phase, die mit diesem Modell auf 100 Jahre festgelegt wird. Sie werden mit der Angabe der Abbaubarkeit (freier Parameter) auf die spezifische Abfall- bzw. Stoffgruppenbeschaffenheit angepasst. Das Deponieverhalten und die auftretenden Emissionen über Sickerwasser und Gasphase können nicht über den Zeitraum der überwachten Phase hinaus prognostiziert werden. In diesem Modell werden daher die Element-Anteile, die nicht innerhalb der überwachten Phase emittiert werden, zur Dokumentation als „Emissionen in Deponiekörper“ im Output ausgewiesen. Weitergehende Ansätze wie die Berücksichtigung eines „totalen Emissionspotentials“, gemessen als Auslaugbarkeit von Elementen, finden keine Berücksichtigung.

Datenherkunft

Als Basis für die Modellierung ist ein Deponieprozess aus der GaBi-Datenbank verwendet und im Rahmen dieser Arbeit inputspezifisch angepasst. Bezugsjahr der Daten ist das Jahr 1997.

4.6.4 Sonderabfallverbrennung

Die Sonderabfallverbrennung entsorgt derzeit aus der Altfahrzeugverwertung z.B. verunreinigte Brems- und Kühlflüssigkeiten.

Verfahrensbeschreibung:

Die Sondermüll-Verbrennungsanlage besteht im Wesentlichen aus den drei Hauptbereichen [182]:

- Verbrennung im Drehrohrofen, SNCR (nicht katalytische Entstickung) und Nachbrennkammer,

- Kessel und Generator,
- mehrstufige Abgasreinigung.

Die Verbrennung im Drehrohrofen findet bei Temperaturen von etwa 1000 °C statt. Zur Anzündfeuerung und zur eventuellen Stützfeuerung wird Erdgas benutzt. In der Nachbrennkammer, die erforderlich ist, wenn die Temperatur im Drehrohr 1.000 °C nicht überschreitet, herrschen Temperaturen von bis zu 1.200 °C, um Dioxine und Furane zu zerstören.

In der SNCR (selective non-katalytic reduction) werden die Stickoxide im Verbrennungsgas mittels Ammoniakwasser reduziert. Die Konzentration an Stickoxiden beträgt nach Durchlaufen der SNCR 180 mg/Nm³ (Grenzwert 200 mg/Nm³).

Die mehrstufige Abgasreinigung umfasst den Sprühtrockner, zwei Gewebefilter, den sauren Wäscher (HCl, HF) und den alkalischen Wäscher (SO₂). Der Sprühtrockner hat die Funktion eines Quenchers, denn die Rauchgastemperatur muss sehr schnell unter 200-220 °C abgesenkt werden, um Dioxinneubildung zu vermeiden. Der Gewebefilter wird mit Adsorbens (Herdofenkoks und Trass) beaufschlagt. Die Menge an Adsorbens ist mit ca. 0,05 % der Rauchgasmenge definiert. Herdofenkoks bindet sehr effektiv Dioxine und verschiedene Schwermetalle. Bevor das Reingas durch den Kamin entweicht, wird es von etwa 50 °C auf 110 °C wieder aufgeheizt und es passiert den zweiten Gewebefilter, den so genannten Polizeifilter. Seine Funktion ist es, auch bei einer Störung in einem anderen Teil sicher geringere Emissionen zu gewährleisten. Im Filterstaub sind Flugasche, das Adsorbens und die Rückstände der Abgaswäsche (Salze und Gips) enthalten. Der Filterstaub wird unter Tage deponiert.

Dokumentation der Modellierung und der Daten

Das Modell ist inputspezifisch aufgebaut. Die Zusammensetzung des Sonderabfalls stellt dabei die wesentlichen Eingabeparameter dar. Regelgrößen sind der Heizwert und der Füllgrad des Drehrohrs, der für die Wirtschaftlichkeit maßgebend ist. Die Verbrennungstechnologie Drehrohrofen ermöglicht auch die Verbrennung von flüssigen und pastösen Abfällen.

Als Output fallen gegebenenfalls energetische Produkte wie Strom und Dampf/Wärme an - das Verhältnis ist über Parameter einstellbar - welche auch eingespeist werden können. Des weiteren sind neben den Luftemissionen CO₂, CO, NO_x, SO₂, HCl, HF, NMVOC, PCDD/F und Staub die Schwermetallemissionen und die Reststoffströme Schlacke, Kesselasche, Filterstäube und Rückstände der Abgaswäsche outputseitig modelliert. Die Reduktion der Schadstoffe im Rauchgas ist über Transferkoeffizienten modelliert, die für die eingesetzte Technologie typisch sind. Die Dioxinumbildung vor den Filtern ist als typischer Wert angenommen, da dieser Wert sich nicht berechnen lässt.

Datenherkunft

Das Modell zur Sonderabfallverbrennung wurde im Rahmen dieser Arbeit inputspezifisch erstellt und auf die jeweiligen Einsatzstoffe in Form ihrer Zusammensetzung angepasst. Die Prozessdaten entstammen der Fachliteratur ([183], [184], [185]).

5 Fallbeispiel - Fahrzeugmaterialvarianten am Beispiel eines Mittelklasse-Pkw

Anhand eines Fallbeispiels mit drei Fahrzeugmaterialkonzepten ist es Ziel, die Prozesse der Altfahrzeugverwertung, wie sie in Kapitel 4 beschrieben und im Gesamtmodell umgesetzt sind, zu analysieren sowie die Anwendbarkeit der ausgearbeiteten Allokationsmethode zu überprüfen.

Basierend auf der Materialzusammensetzung eines konventionellen „stahlintensiven“ Fahrzeuges werden diesem zwei alternative Fahrzeugmaterialkonzepte gegenübergestellt, die leichtbauorientierte Trends im Fahrzeugbau abbilden. Den Leichtbau unterstützt zum einen der erhöhte Einsatz des Leichtbaumaterials Aluminium und zum anderen der verstärkte Einsatz von Kunststoffen.

Als Ziel dieser Gegenüberstellung verschiedener Materialmodifikationen steht nicht der Fahrzeugvergleich im Vordergrund, sondern es soll aufgezeigt werden, welchen Einfluss ein unterschiedlich hoher Anteil der jeweiligen Materialien am Gesamtfahrzeug auf die Ökobilanz der Recyclingverfahren in Verbindung mit der Bilanz der Herstellung der Fahrzeuge hat. Tabelle 5-1 gibt eine Übersicht der einzelnen Fahrzeuge in ihrer Werkstoffzusammensetzung (Werkstoffhauptgruppen nach VDA-Werkstoffblatt 231-106).

Tabelle 5-1: Übersicht der Werkstoffzusammensetzung für die Fahrzeugvarianten

Werkstoffhauptgruppe	Stahlintensive Variante (Basisvariante)	Variante mit erhöhtem Aluminiumanteil (Aluminium- Variante)	Variante mit erhöhtem Anteil an Aluminium und Kunststoff (Kunststoff-Aluminium- Variante)
	[kg]	[kg]	[kg]
Stahl und Eisenwerkstoffe	887,9	734,6	304,3
Leichtmetalle*	94,9	210,1	297,9
Buntmetalle	33,4	33,4	33,4
Sondermetalle	0,002	0,002	0,002
Polymerwerkstoffe	188,9	188,9	387,0
Inertstoffreiche Polymere	0	0	0
Prozeßpolymere	7,4	7,4	7,4
Elastomere	43,2	43,2	43,2
Glas	34,8	34,8	34,8
M.O.N	8,4	8,4	8,4
Sonstige Werkstoffe (ohne M.O.N. + Glas)	11,5	11,5	11,5
Elektrik/Elektronik	10,9	10,9	10,9
Betriebsstoffe und Hilfsmittel	64,0	64,0	64,0
Gesamtmasse	1385,2	1347,2	1202,8

* Bei allen Fahrzeugvarianten sind je 0,97 kg der Leichtmetalle Magnesium, der Rest ist Aluminium.

Der hier gegebenen Übersicht zu den Fahrzeugvarianten und deren Werkstoffzusammensetzung folgen in den anschließenden Kapiteln Details zu den Fahrzeugen und deren Werkstoffe.

5.1 Stahlintensive Fahrzeugvariante (Basisvariante)

Die Fahrzeugvariante in konventioneller Bauweise, d.h. mit einem überwiegenden Anteil an Stahl, stellt die Basisvariante des Fahrzeugtyps dar. Sie wird an einem Mittelklassefahrzeug am Beispiel des Ecktyps der aktuellen Mercedes-Benz C-Klasse abgebildet (vgl. Abbildung 5-1). Die Werkstoffdaten bezüglich der Materialien und Gewichte des Basis-Fahrzeuges stammen aus einer firmeninternen Quelle.



Abbildung 5-1: Mercedes-Benz C-Klasse (Pressefoto 2003)

5.2 Fahrzeugvariante mit erhöhtem Anteil an Aluminium

Diese auf dem Fahrzeugstrukturmodell der Basis-Variante basierende Fahrzeugvariante weist im Vergleich ein geringeres Gewicht auf. Die Gewichtsverringerung wird durch den gezielten Einsatz des Leichtmetalls Aluminium bei Bauteilen wie Motorhaube, Heckdeckel, Vorderkotflügel und anderen erzielt, die in der Basisvariante aus Stahl gefertigt sind.

Aus Tabelle 5-2 sind die ersetzten Bauteile sowie die damit verbundene Änderung der Werkstoffzusammensetzung und -gewichte im Vergleich zur (Basis-) Stahlvariante ersichtlich.

Tabelle 5-2: Änderung der Werkstoffzusammensetzung im Vergleich Basisvariante und Aluminiumvariante

Leichtbau- maßnahmen:	Stahl (in Basisvariante) [kg]	Aluminium (in Aluminium-Variante) [kg]	Gewichts- reduzierung [kg]
Al-Vorbaustuktur	73,0	59,3	13,7
Al-Front-End	4,4	2,5	1,9
Al-Motorhaube	22,3	14,3	8,0
Al-Vorderkotflügel (2)	7,6	5,1	2,5
Al-Heckdeckel	11,2	7,7	3,5
Al-Dachbeplankung	16,8	13,3	3,5
Al-Rückwand	17,9	12,9	5,0
Summe	153,2	115,2	38,1

5.3 Fahrzeugvariante mit erhöhtem Anteil an Aluminium und Kunststoff

Dieses Fahrzeug stellt eine hypothetische Variante des Basisfahrzeuges dar, an der einige Bauteile aus Stahl gegen Aluminium oder entsprechend geeignete Kunststoffe bzw. Bauteile aus Aluminium gegen Kunststoffbauteile ausgetauscht werden. Die Werkstoffzusammensetzung dieser Fahrzeugmodifikation mit höherem Aluminium- und Kunststoffeinsatz wird auf der Basis möglicher Gewichtsreduktion aus den ersten beiden Fahrzeugvarianten abgeleitet. Die einzelnen Bauteilwerkstoffkonzepte dieser Kunststoff-Aluminium-Variante sind hypothetisch und stellen keine konstruktiv abgesicherte Alternative dar.

In Tabelle 5-3 wird die Änderung der Werkstoffzusammensetzung im Vergleich zur Stahlvariante dargestellt. Neben den Außenanbauteilen werden auch Teile der Rohkarosse durch Leichtmetalle/Kunststoffe ersetzt.

An die Dokumentation der Fahrzeugmaterialkonzepte gliedert sich im nachstehenden Kapitel die Beschreibung der Verwertungsszenarien.

Tabelle 5-3: Änderung der Werkstoffzusammensetzung im Vergleich Basis- und Kunststoff/
Aluminiumvariante

Leichtbaumaßnahmen:	Stahl (in Basisvariante)	Aluminium (in Kunststoff- Aluminium- Variante)	Kunststoff (in Kunststoff- Aluminium- variante)	Gewichts- reduzierung
	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
Al: Vorbaustruktur, Hinterachsträger, Vorderachse, Motor, Motorhaube, Getriebegehäuse, Türen Rohbau	286,4	222,6		63,8
CFK: feste Rückwand, Lehnenrahmen, Seitenwand, Biegeträger hi, Stirnwand, Cockpitträger, Boden	261,2		168,2	93,0
PPO/PA Vorderkotflügel	7,6		4,1	3,5
SMC -Heckdeckel	11,2		6,2	5,0
PUR -Dachbeplankung	16,8		11,8	5,0
PA 6 Front-End	0,4			
Summe	583,5			

	Aluminium (in Basisvariante) [kg]			
PA 6 Front-End	3,9		1,38	3
CFK Biegeträger vo	3,9		1,9	2
CFK Integralträger	9,5		3,5	6
CFK Sitzgestell Kissenrahmen	2,3		1,03	1,27
Summe	19,6	222,6	198,1	182,52

6 Verwertungsszenarien

Für jede der in Kapitel 5 vorgestellten Fahrzeugvarianten werden neun Szenarien rechnerisch untersucht und dargestellt. Hierbei sind die Szenarien für alle drei Fahrzeuge identisch.

Die Auswahl der Szenarien beruht zum einen in Szenario 1 auf der Abbildung der realen aktuellen Gegebenheiten im Fahrzeugrecycling. Dieses Basisszenario verfolgt als Trendszenario die Konstellation von Einflussfaktoren, bei der alles bleibt wie es gegenwärtig ist. Zum anderen werden mögliche Zukunftsszenarien dargestellt, die sich aus den gesetzlichen Anforderungen bzw. aus verschiedenen Varianten der Shredderleichtfraktionsverwertung ergeben¹⁰¹. Bei den Szenarien 2 bis 7 handelt es sich hierbei um so genannte explorative oder Alternativszenarien (vgl. Kapitel 2.3).

Grundsätzlich wird in allen Szenarien zunächst die Trockenlegung, wie in Kapitel 4.2 beschrieben, durchgeführt. In einzelnen Szenarien (1 – 4 sowie 6 und 7) wird ein Demontagepflichtumfang gemäß den Vorgaben aus dem Altfahrzeuggesetz (vgl. Kapitel 2.1.6) durchgeführt. Je nach Szenario müssen zur Erfüllung der Verwertungsquote zusätzlich zum Demontagepflichtumfang unter anderem Kunststoffbauteile demontiert werden.

In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen Szenarien im Hinblick auf die wesentlichsten Merkmale erläutert. Für jedes der drei Fahrzeuge im jeweiligen Szenario werden die Verwertungsquote und der erforderliche Demontageumfang beschrieben. Die Berechnung der Verwertungsquote erfolgt nach der im Dezember 2001 erschienenen ISO-Norm zum Type approval [15].

6.1 Szenario 1: Pflichtdemontage, SLF 100 % Deponie

Im Szenario 1 wird die heutige Verwertungssituation dargestellt. Das Fahrzeug wird trockengelegt, der Pflichtumfang demontiert (vgl. Kapitel 4.2) und die Restkarosse wird geshreddert. Es erfolgt keine Aufbereitung der Shredderleichtfraktion, die SLF wird vollständig deponiert.

Die Analyse dieses Szenarios stellt zugleich die Basis für alle möglichen Vergleichsberechnungen und damit zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten (Szenarien 2 - 7) dar. In Tabelle 6-1 sind für die drei Fahrzeugvarianten jeweils der Demontageumfang sowie die erreichte Verwertungsquote erfasst.

¹⁰¹

Angemerkt werden muss an dieser Stelle, dass die Zusammenstellung der Szenarien Kapazitätsfragen der Verwerter (wie z.B. der SVZ oder Zementwerke) nicht berücksichtigen soll. Vielmehr ist es Ziel der Szenariengesamtschau, die Bandbreite der Umweltwirkungen abzubilden. Aus den Resultaten sind für die gegebenen oder realisierbaren technischen und wirtschaftlichen Konstellationen Handlungsoptionen ableitbar.

Tabelle 6-1: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 1

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium-Variante
Der Demontagepflichtumfang inklusive der Betriebsflüssigkeiten beträgt 176 kg (12,7 Gew.% des Gesamtfahrzeuggewichtes). Es wird eine Verwertungsquote von 82,8 Gew. % erreicht. Die ab dem Jahr 2015 geforderte Verwertungsquote wird damit nicht erreicht.	Der Demontagepflichtumfang inklusive der Betriebsflüssigkeiten macht 13,1 Gew. % des Gesamtfahrzeuggewichtes aus. Mit der damit erzielten Verwertungsquote von 82,2 Gew. % wird die in Zukunft geforderte Verwertungsquote nicht erreicht.	Der Demontagepflichtumfang inklusive der Betriebsflüssigkeiten macht 14,6 Gew. % des Gesamtfahrzeuggewichtes aus. Aufgrund des niedrigen Metallanteils in der Kunststoff-/Aluminiumvariante wird mit 63,8 Gew. % die geforderte Verwertungsquote nicht erreicht.

Fazit:

Keine der drei Fahrzeugvarianten erfüllt in diesem Szenario die geforderte Verwertungsquote. Um die Vorgaben der Verwertungsquote ab 2006 (85 Gew.-%) bzw. 2015 (95 Gew.-%) zu erfüllen, muss über den Demontagepflichtumfang hinaus demontiert werden. Der jeweilig notwendige Demontagemehraufwand wird im folgenden Szenario 2 ermittelt.

6.2 Szenario 2: Pflichtdemontage und Demontage bis 95 %, SLF 100 % Deponie

In diesem Szenario wird im Gegensatz zu Szenario 1 das Erreichen der geforderten Verwertungsquote von 95 Gew. % angenommen. Dabei wird angenommen, dass sich an der heutigen Verwertungssituation der SLF nichts ändert und zu 100 % deponiert wird. Um unter dieser Voraussetzung die geforderte Verwertungsquote zu erreichen, müssen zusätzlich zum Pflichtumfang (Reifen, Batterie, Katalysator, Ölfilter, Glasscheiben, Betriebsflüssigkeiten) weitere Bauteile demontiert werden, in erster Linie Kunststoffe (vgl. Tabelle 6-2).

Tabelle 6-2: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 2

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium-variante
Um eine Verwertungsquote von 95 Gew. % zu erreichen, müssen bei dieser Variante zusätzlich zum Pflichtumfang 168,7 kg Kunststoffe demontiert werden.	Bei diesem Fahrzeug werden Stahl- gegen Aluminiumbauteile ersetzt, Das führt zu einer Gewichtsverringerung am Gesamtfahrzeug um 38 kg.	Mit 375,7 kg Demontagemehraufwand aus dem Kunststoffbereich müssen 87 Gew. % der gesamten Kunststoffe demontiert werden, um die geforderte Verwertungsquote von 95 Gew. % zu erreichen.
Bei einem Gesamtgewicht von 232, 1 kg Kunststoffen (Polymere und Elastomere) bedeutet dies eine Demontage von 73 % der Kunststoffe.	Auf die Verwertungsquote wirkt sich diese Menge nur geringfügig aus, da die Metallseparation zu 100 % angenommen wird [13]. Der Demontagemehraufwand entspricht daher in etwa dem bei der Stahlvariante und beträgt 170,7 kg.	

Fazit:

Das Szenario stellt - unter der Randbedingung, dass die **Verwertungsquoten erfüllt** sind - gleichsam ein Extremszenario bezüglich der (Kunststoff-) Demontage dar. In diesen Größenordnungen scheint es jedoch völlig unrealistisch, da der Demontage- und Separieraufwand insbesondere bei den vielen Kleinteilen aus Kunststoff und Kunststoffverbindungen unverhältnismäßig hoch würde. Das Gewicht der großen, leicht erreich- und demontierbaren Kunststoffbauteile beträgt z.B. im Stahl-Basisfahrzeug und in der Al-Fahrzeugvariante maximal 56 kg (mit Unterbodenverkleidung, Radlaufverkleidungen, Motorraumverkleidung, Stoßfänger, Ersatzradmulde, PU-Schaum und Gummihaar aus Sitzen, Heck- und Frontleuchten, Kühlerverkleidung).

6.3 Szenario 3: Pflichtdemontage und Demontage bis 95 %, SLF 50 % energetische, 50 % stoffliche Verwertung

Wie in Szenario 2 von einer Verwertungsquote von 95 Gew. % ausgehend, wird in Szenario 3 die Situation bei einer energetischen und stofflichen Verwertung der Shredderleichtfraktion von jeweils 50 % dargestellt. Damit werden die technischen Möglichkeiten der zur Deponie alternativen SLF-Verwertungsverfahren betrachtet. Als Option für die energetische

Verwertung wird der Einsatz der SLF als Ersatzbrennstoff im Zementwerk angenommen¹⁰². Für die stoffliche Verwertung stellt die Vergasung in der SVZ die angenommene Verwertungsoption dar.

Ausgehend von diesen Annahmen der SLF-Verwertung wird anhand der Verwertungsquote der über die Pflichtdemontage hinaus erforderliche Demontagemehraufwand für die Fahrzeugvarianten ermittelt (vgl. Tabelle 6-3).

Tabelle 6-3: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 3

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium-variante
Bereits durch die Pflichtdemontage wird mit 98,47 Gew. % mehr als die ab dem Jahr 2015 erforderliche Verwertungsquote erreicht . Die Recyclingquote beträgt 90,65 Gew. %, 7,8 Gew.-% werden energetisch (Zementwerk) verwertet. 1,5 Gew. % werden deponiert.	Wie bei der Stahlvariante wird bereits mit der Pflichtdemontage die erforderliche Verwertungsquote erfüllt .	Die Verwertungsquote wird erfüllt , wenn zusätzlich zur Pflichtdemontage 97 kg Kunststoffe demontiert werden. Mit der Recyclingquote von 85 Gew.% und 13 Gew.-% energetischer Verwertung beträgt damit die Verwertungsquote 98 Gew.-%.

Fazit:

Mit der energetischen und stofflichen Verwertung der SLF reduziert sich der Demontagemehraufwand zur Erreichung der Verwertungsquote für die Kunststoff-/Aluminium-Fahrzeugvariante deutlich. Für die anderen beiden Fahrzeugvarianten ist über die Pflichtdemontage hinaus keine Demontage erforderlich.

6.4 Szenario 4: Pflichtdemontage und Demontage bis 95 %, SLF 100 % energetische Verwertung

Szenario 4 basiert ebenfalls auf den ab 2015 gestellten Voraussetzungen in der Verwertungsquote. Im Vergleich mit Szenario 3 soll untersucht werden, wie sich eine 100 % energetische Verwertung der Shredderleichtfraktion in der Ökobilanz auswirkt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass bei der ISO-Kalkulationsmethode innerhalb der 95 % Verwertungsquote ein Anteil der energetischen Verwertung von maximal 10 Gew. % zulässig

¹⁰²

Die Shredderleichtfraktion wird im Vorfeld einer mechanischen Aufbereitung unterzogen, um eine heizwertreiche Fraktion für den Einsatz im Zementwerk zu gewinnen (vgl. Kapitel 4.3.5).

ist. Als Verwertungsverfahren wird der Einsatz der SLF als Ersatzbrennstoff im Zementwerk angenommen.

Tabelle 6-4: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 4

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium-variante
Zum Erreichen einer Recyclingquote von 85 % müssen zusätzlich zum Pflichtumfang 31,1 kg Kunststoffe demontiert werden. Der Anteil der energetisch zu verwerten- den Shredderleichtfraktion beträgt 13,5 Gew. % des Gesamtfahrzeuges oder 185,4 kg. Die Recyclingquote beträgt damit 85 %. Inklusive der 13,5 Gew. % aus der thermischen Verwertung ist die Verwertungsquote mit 98,5 Gew. % erfüllt .	Der zusätzliche Demontageaufwand ist mit 36,7 kg Kunststoffen nahezu identisch mit dem der Stahlvariante. Die Recyclingquote beträgt damit 85 Gew. % und die Verwertungsquote ist mit 98,4 Gew. % erfüllt .	Unter den gegebenen Randbedingungen erhöht sich bei dieser Fahrzeugvariante der Demontageaufwand zusätzlich zum Pflichtumfang um 256,1 kg. 13,2 Gew. % des Fahrzeuges werden in Form der SLF energetisch verwertet, d.h. die Verwertungsquote ist mit 98,2 Gew.-% erfüllt (Recyclingquote 85 Gew. %).

Fazit:

Für alle Fahrzeugvarianten erhöht sich folgerichtig durch den geringeren Anteil stofflicher Verwertung der Demontagemehraufwand gegenüber dem Szenario 3, wenn eine Recyclingquote von 85 % und eine Verwertungsquote von 95 % erreicht werden soll. Im Gegensatz zu Szenario 2, in dem der Demontagemehraufwand unrealistische Beträge umfasste, ist der Aufwand hier zwar ebenfalls hoch, aber realisierbar.

6.5 Szenario 5: keine Demontage, nur Trockenlegung, SLF 100 % Deponie (Sz 5a: SLF 50 % stoffliche, 50 % energetische Verwertung; Sz 5b: SLF 100 % energetische Verwertung)

Das Szenario 5 umfasst drei Teilszenarien, die jeweils auf der Grundannahme basieren, dass das Fahrzeug nach der Trockenlegung ohne jegliche Demontage in den Shredder gelangt.

In Szenario 5 wird die Shredderleichtfraktion zu 100 % auf die Deponie verbracht. Szenario 5a berechnet die Situation bei einer SLF-Verwertung zu 50 % stofflich (SVZ) und zu 50 %

energetisch (Zementwerk) und in Szenario 5b wird von einer 100 % energetischen SLF-Verwertung (Zementwerk) ausgegangen.

Das Szenario ohne Demontage und SLF 100 % auf die Deponie ist ein Extremszenario und in gleichem Maße unrealistisch. Es hat eine Kontrollfunktion im Hinblick auf die Ergebnisse der Ökobilanz. Auf der Grundlage dieser Szenarien kann ermittelt werden, welche Auswirkungen ein derartiges Extremszenario hat.

Bei diesen Szenarien geht es um ein beurteilendes Hinterfragen der gesetzlichen Vorgaben zur Demontage aus ökologischer Sicht. Ohne die Ergebnisse der rechnerischen Analysen vorwegzunehmen, kann sich daraus sowohl eine Bestätigung der Demontage und der eingeschlagenen Verwertungswege ergeben, aber auch die Möglichkeit, dass die Demontage nur unter geänderten Verwertungsbedingungen sinnvoll ist.

Fazit:

Hinsichtlich der Verwertungsquoten erfüllen die Stahl- und der Aluminiumfahrzeugvariante in den Szenarien 5 und 5b nicht die gesetzlichen Vorgaben (vgl. Tabelle 6-5). Gleiches gilt für alle drei Szenarien der Kunststoff/Aluminiumvariante. Gleichwohl gilt es, die ökologische Betrachtung auch bzw. bewusst auf diese Szenarien zu richten.

Bei einer stofflichen Verwertung der SLF zu mindestens 50 %, wie in Szenario 5a angenommen, werden für die Stahl- und die Aluminiumfahrzeugvariante hingegen alle erforderlichen Quoten erreicht.

Tabelle 6-5: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 5, 5a und 5b

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium-variante
<p>Bei einem Verzicht auf jegliche Demontage und einer vollständigen SLF-Deponierung (Szenario 5) bzw. einer 100 % energetischen Verwertung der SLF (Szenario 5b) kann keine der geforderten Verwertungsquoten eingehalten werden: In diesen Szenarien wird lediglich eine Recyclingquote von 77,7 Gew. % erreicht. In Szenario 5 werden 22,3 Gew. % deponiert, in Szenario 5b werden 17,6 Gew. % energetisch verwertet und 4,7 Gew. % gehen auf die Deponie.</p> <p>Wird jedoch die Shredderleichtfraktion zu mindestens 50 % stofflich verwertet wie in Szenario 5a angenommen, wird eine Recyclingquote von 86,5 % erreicht. 4,7 % werden deponiert, 8,8 % werden energetisch verwertet. Damit sind in Szenario 5a alle Quoten im gesetzlich geforderten Rahmen erfüllt.</p>	<p>Auch für die Aluminiumfahrzeugvariante ergeben sich in den Szenarien 5 und 5b mit 77,1 Gew. % Recyclingquoten weit unter den geforderten Quoten. 22,9 Gew. % werden in Szenario 5 deponiert, in Szenario 5b werden 18,1 Gew. % energetisch verwertet und 4,8 Gew. % deponiert.</p> <p>Vergleichbar mit der Stahlvariante wird in Szenario 5a mit stofflicher Aufbereitung von 50 % der SLF eine Recyclingquote von 86,2 Gew. % sowie die entsprechenden Quoten für Deponie und energetische Verwertung erreicht. Auch für dieses Fahrzeug ist damit in Szenario 5a die Verwertungsquote erfüllt.</p>	<p>Die in den Szenarien 5 und 5b erreichten Verwertungs- bzw. Recyclingquoten betragen lediglich 58 Gew. %.</p> <p>42,1 Gew. % gehen gemäß Szenario 5 auf die Deponie. 36,7 Gew. % werden in Szenario 5b energetisch verwertet, 5,4 Gew. % werden deponiert.</p> <p>In Szenario 5a beträgt die Recyclingquote 68 Gew.-% und der Anteil energetischer Verwertung 18 Gew.-%.</p> <p>Die geforderten Quoten werden bei dieser Fahrzeugvariante in keinem der drei Szenarien erfüllt.</p>

6.6 Szenario 6: Pflichtdemontage, SLF 100 % energetische Verwertung

Szenario 6 dient als Vergleichsszenario mit Szenario 4, in dem zum Erreichen der Verwertungsquote die entsprechende Menge Kunststoffe demontiert werden musste. Dabei sollen die Auswirkungen auf die Bilanz analysiert werden, wenn bewusst auf das Erreichen der Verwertungsquote und damit auf die Demontage und Verwertung der Kunststoffe verzichtet wird (vgl. Tabelle 6-6). Als Verwertungsoption für die energetische Verwertung wird wie in Szenario 4 das Zementwerk gewählt.

Tabelle 6-6: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 6

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium-variante
Unter der Voraussetzung von Pflichtdemontage und 100 % energetischer Verwertung wird eine Recyclingquote von 83 Gew.-% erreicht. Die energetisch verwertete Shredderleichtfraktion umfasst 16 Gew.-% des Fahrzeugesamtgewichtes, deponiert werden nur noch knapp 2 Gew.-% des Fahrzeuges.	Für die Aluminiumvariante ergeben sich in etwa dieselben Quoten wie für die Stahlvariante.	Infolge des hohen Kunststoffanteils (bzw. geringeren Metallanteils...) wird in diesem Szenario ohne zusätzliche Kunststoffdemontage nur eine Recyclingquote von 64 Gew.-% erreicht. Knapp 35 Gew.-% des Fahrzeuges werden energetisch verwertet.

Fazit:

Von keiner der drei Fahrzeugvarianten wird in diesem Szenario die erforderliche Verwertungsquote erzielt. Während bei der Stahl- und der Aluminiumfahrzeugvariante die Quote mit 83 Gew.-% nur knapp nicht erreicht wird, wird die Verwertungsquote bei der Kunststoff-/Aluminiumvariante mit 64 Gew.-% deutlich unterschritten.

6.7 Szenario 7: Pflichtdemontage, SLF 100 % stoffliche Verwertung

Da die Verwertung der Shredderleichtfraktion einen zentralen Punkt in der Altfahrzeugverwertung darstellt, wird in Szenario 7 zum Vergleich mit einer 100 % energetischen Verwertung bzw. der 50:50-Verwertung stofflich und energetisch (Szenarien 3, 4 und 6) von einer 100 %igen (roh-)stofflichen Verwertung der SLF in Form der Vergasung im SVZ ausgegangen. In Tabelle 6-7 sind die entsprechenden Recycling- und Verwertungsquoten für dieses Szenario dokumentiert.

Tabelle 6-7: Demontageumfang und Verwertungsquote für die drei Fahrzeugvarianten in Szenario 7

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff/Aluminium- variante
Bereits mit der Pflichtdemontage wird bei einer stofflichen Verwertung der SLF eine Recyclingquote von 98,5 % erreicht. Die Verwertungsquote entspricht in diesem Fall der Recyclingquote. Der Anteil der stofflich zu verwertenden SLF am Gesamtfahrzeug beträgt 16 Gew.-% bzw. 217 kg.	Auch bei der Aluminiumvariante wird mit der Pflichtdemontage die erforderliche Quote bereits erreicht und der Anteil der SLF in der rohstofflichen Verwertung ist identisch mit dem bei der Stahlvariante.	Die schon mit der Pflichtdemontage erreichte Verwertungsquote beträgt 97,7 %. Indes liegt aufgrund des hohen Kunststoffanteils in diesem Fahrzeug der Anteil der stofflich zu verwertenden SLF bei ca. 34 % des Gesamtfahrzeuggewichtes bzw. 408 kg.

Fazit:

Bei allen drei Fahrzeugvarianten wird unter der Randbedingung einer 100 % stofflichen Verwertung der SLF bereits durch die Pflichtdemontage die geforderte Verwertungsquote erreicht.

Tabelle 6-8 führt die in den Kapiteln 6-1 bis 6-7 verbal erläuterten Werte noch einmal im Überblick auf.

Tabelle 6-8: Übersicht zu Demontageumfängen bei den drei Fahrzeugvarianten unter den in den Szenarien vorgegebenen Demontage- und SLF-Verwertungs-Randbedingungen sowie die dabei erreichten Verwertungsquoten.

Szenario	Demontage(+pflicht)-umfang (inkl. Betriebsflüssigkeiten) [kg]			SLF-Verwertung	stoffliche Verwertungsquote [Gew.-%]		
	<u>Stahlvariante</u>	<u>Al-Variante</u>	<u>Al-KS-Variante</u>		<u>Stahlvariante</u>	<u>Al-Variante</u>	<u>Al-KS-Variante</u>
1	176	176	176	Deponie (100%)	83	82	64
2	345	347	552	Deponie (100%)	95	95	95
3	176	176	273	50:50 (stoffl./energ.)	91 (98)**	90 (98)**	85 (98)**
4	207	213	432	100 % energetisch (Zementwerk)	85 (98)**	85 (98)**	85 (98)**
5	61*	61*	61*	Deponie (100%)	78	77	58
5 a	61*	61*	61*	50:50 (stoffl./energ.)	87 (95)**	86 (95)**	68 (86)**
5 b	61*	61*	61*	100 % energetisch (Zementwerk)	78 (95)**	77 (95)**	58 (95)**
6	176	176	176	100 % energetisch (Zementwerk)	83 (98)**	83 (98)**	64 (98)**
7	176	176	176	100 % stofflich (SVZ)	98	98	98

* nur Trockenlegung

** - inkl. energetisch; wenn nur eine Angabe: Recyclability rate = Recoverability rate

Ausgehend von der Dokumentation der Fahrzeugvarianten und der End of Life-Szenarien des Fallbeispiels, werden im Folgenden die Ergebnisse der Ökobilanz generiert. Die Ergebnisse sind dabei in der nachfolgend beschriebenen Weise gegliedert.

Die Recyclingszenarien werden auf der Gesamtfahrzeug-Ebene auf zwei Ebenen verglichen: Zum einen wird ein Vergleich auf horizontaler Ebene durchgeführt. Das heißt, es werden für die Fahrzeugvarianten jeweils die gleichen Recyclingszenarien miteinander verglichen. Aus dem Vergleich können Rückschlüsse auf die Materialauswahl zur Erreichung der Recyclingziele dargestellt werden. Des Weiteren wird ein Vergleich auf vertikaler Ebene durchgeführt, wobei die einzelnen Recyclingszenarien innerhalb der Fahrzeugvariante verglichen werden (vgl. Abbildung 6-1).

Stahlvariante	Aluminiumvariante	Kunststoff-/Aluminiumvariante	
Szenario 1	Szenario 1	Szenario 1	<div> <div>↑</div> <div>↓</div> </div> horizontaler Vergleich (Frage: Einfluss Material)
Szenario 2	Szenario 2	Szenario 2	
Szenario 3	Szenario 3	Szenario 3	
Szenario 4	Szenario 4	Szenario 4	
⋮	⋮	⋮	
Szenario X	Szenario X	Szenario X	
			vertikaler Vergleich (Frage: Einfluss EoL)

Abbildung 6-1: Vergleich der Recyclingszenarien auf vertikaler und horizontaler Ebene

7 Ergebnisse der Fallstudie

Die Auswertung und Dokumentation der Ergebnisse erfolgt, wie bereits am Ende des Kapitels 6 erwähnt, zum einen auf horizontaler Ebene (Gegenüberstellung der Fahrzeugvarianten im jeweils gleichen Szenario) und zweitens auf vertikaler Ebene (Vergleich der Szenarien innerhalb der Fahrzeugvarianten). Diese Vergleiche finden alle auf der Ebene des Gesamtfahrzeuges statt. Vorangestellt ist eine szenarienübergreifende Prozessanalyse, d.h. die Analyse der Bilanzergebnisse sowie der Gutschriften disaggregiert auf die Einzelprozesse und deren jeweilige Beiträge zur Gesamtbilanz.

Die Nutzungsphase bleibt außerhalb der Systemgrenze, da explizit die Auswirkungen des Recyclings unter Berücksichtigung der Herstellungsphase und des Verwertungsweges untersucht werden. Es ist nicht Gegenstand dieser Arbeit, die drei Fahrzeugvarianten als Materialkonzepte in ihrer Gesamtbilanz zu vergleichen.

An die Präsentation der Ergebnisse des Primärenergiebedarfes schließt sich die Untersuchung ausgewählter Wirkungskategorien an.

Um den Überblick während des Lesens zu erleichtern, sind in Anhang D die Fahrzeugvarianten sowie die Verwertungsszenarien zusammengefasst.

7.1 Analyse der Ergebnisse des Primärenergiebedarfes

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse basieren auf den Prozessdaten der in den Kapiteln 4.2 bis 4.6 beschriebenen Prozesse.

In Kapitel 3.3 wurden als Alternative zu in der Literatur veröffentlichten Verteilungsansätzen mit dem Ansatz der Gutschrift der eingesparten Primärressource sowie dem Diskontierungsansatz zwei neue Ansätze erarbeitet, die den Anforderungen von komplexen und langlebigen Produktsystemen wie dem Pkw gerecht werden. In der Berechnung der Gutschrift beruhen die nachfolgend vorgestellten Ergebnisse auf dem Diskontierungsansatz (vgl. Kapitel 3.3.2), wie auch in Kapitel 3.3.3 begründet wird.

Zur Vereinfachung der Lesbarkeit des Textes werden die drei Fahrzeugvarianten im Folgenden auch als

- ❖ St-Fahrzeug (Basisvariante aus Stahl),
- ❖ Al-Fahrzeug (Aluminium-Variante) und
- ❖ Al-KS-Fahrzeug (Aluminium-Kunststoff-Variante) bezeichnet.

7.1.1 Analyse der szenarienübergreifenden Prozesse

Da in der Ergebnisanalyse der Szenarien explizit diejenigen Prozesse angesprochen werden, die durch die szenarienspezifischen Randbedingungen beeinflusst sind, soll im Vorhinein eine Analyse der szenarienübergreifenden Prozesse vorgenommen werden. Dazu gehört eine

Detailanalyse der Gesamtfahrzeugverwertung sowie die Analyse der Prozesse Demontage, Deponie, Schwimm-Sink, Shredder und Transporte.

Eine Aufschlüsselung des Energieverbrauches auf die einzelnen Recyclingprozesse ist Abbildung 7-1 zu entnehmen. Den Hauptanteil am Gesamtenergiebedarf für das Recycling nimmt die Aufbereitung von Stahl- und Aluminiumschrott zu Rohstahl bzw. Al-Massel ein. Entsprechend dem unterschiedlichen Anteil an Stahl und Aluminium in den Fahrzeugvarianten spiegelt sich auch der Aufwand für die Recyclingprozesse im Elektrostahlwerk bzw. in der Al-Hütte wider. Neben diesen beiden Prozessen haben ferner der Shredderprozess mit ca. 8 %, das Flachglasrecycling mit 4-6 % sowie Kupfer- und Altreifenrecycling mit 3-5 % einen nennenswerten Anteil an der Gesamtbilanz der drei Fahrzeugvarianten (vgl. Abbildung 7-3 bis Abbildung 7-5).

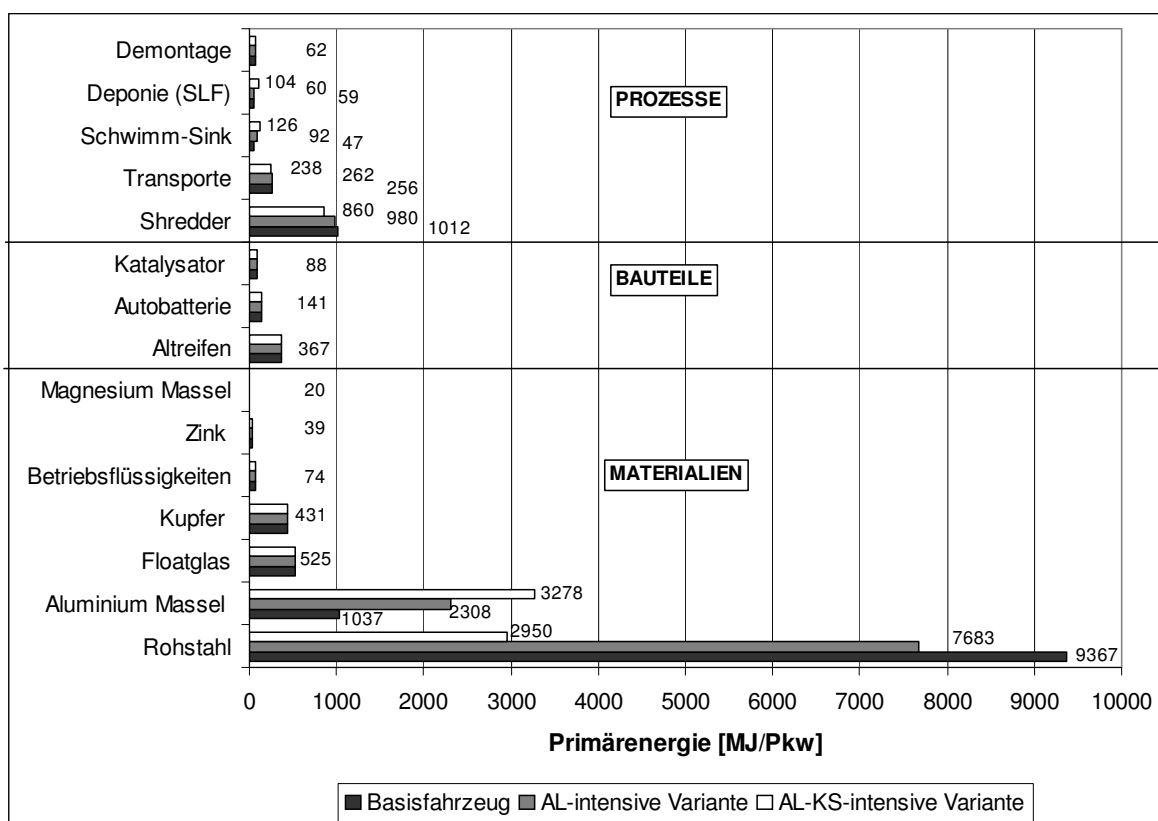


Abbildung 7-1: Primärenergieverbrauch für das Recycling am Beispiel von Szenario 1, aufgeschlüsselt auf die Recyclingprozesse, Bauteile und Materialien.

In Abbildung 7-2 ist zur Ergänzung und zum Vergleich zur obigen Abbildung der Primärenergiebedarf pro kg für ausgewählte Materialien dargestellt. Dabei zeigt sich, dass dieser zum Beispiel bei Stahl mit 11 MJ/kg und Aluminium mit 14 MJ/kg gegenüber Magnesium (21 MJ/kg) und Kupfer (27 MJ/kg) vergleichsweise gering ist.

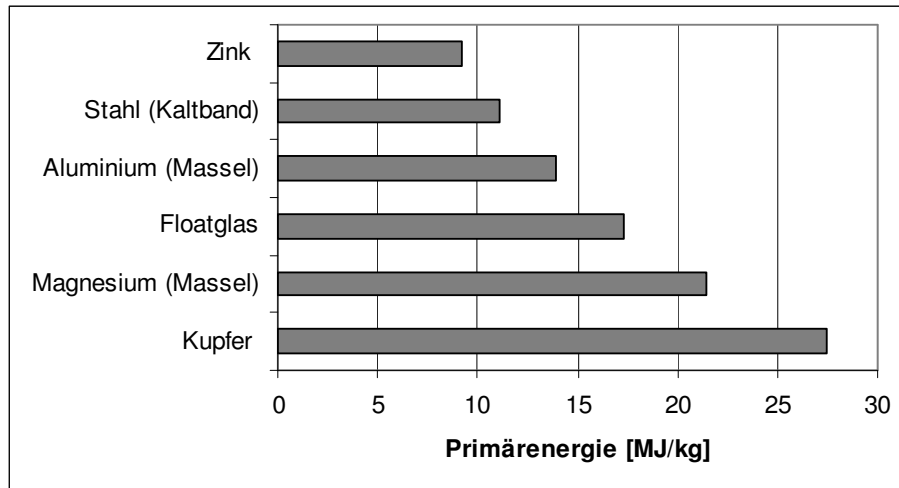


Abbildung 7-2: Primärenergiebedarf für das Recycling ausgewählter Materialien

Die prozentualen Anteile der Einzelprozesse an der Gesamtbilanz in Abhängigkeit von der Fahrzeugvariante ist den Abbildungen 7-3 bis 7-5 zu entnehmen. Hier spiegeln sich erneut insbesondere die unterschiedlichen Anteile von Stahl und Aluminium in den Fahrzeugvarianten wider.

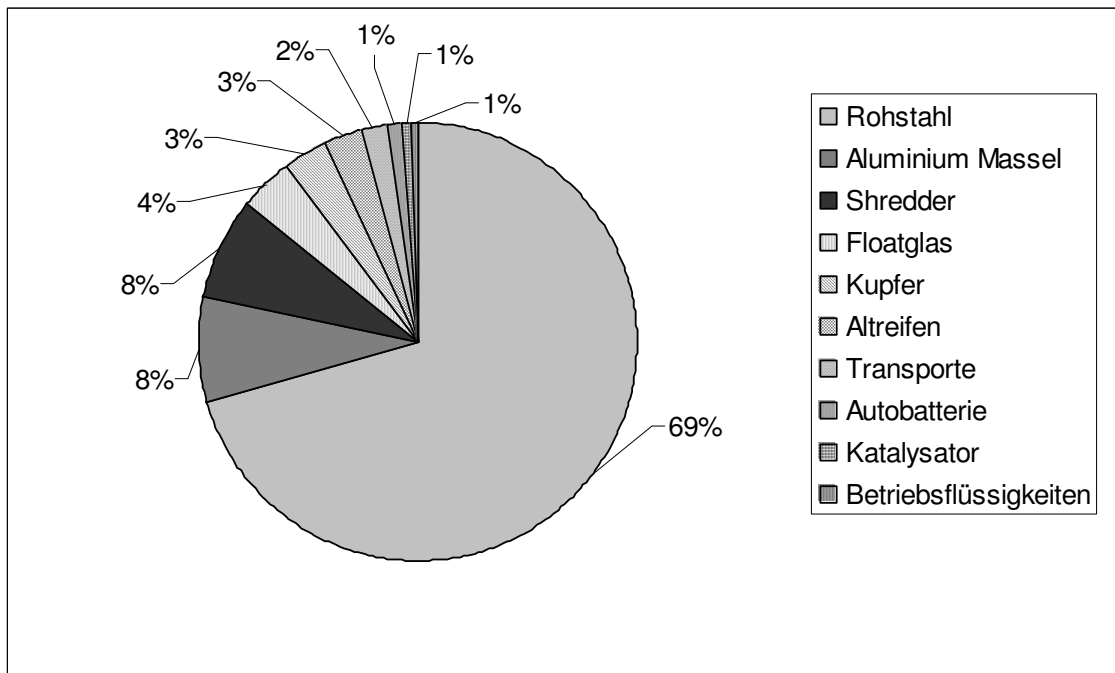


Abbildung 7-3: Prozentuale Anteile des primärenergetischen Aufwandes der einzelnen Recyclingprozesse am Recycling des Gesamtfahrzeuges; Basisfahrzeug am Beispiel von Szenario 1

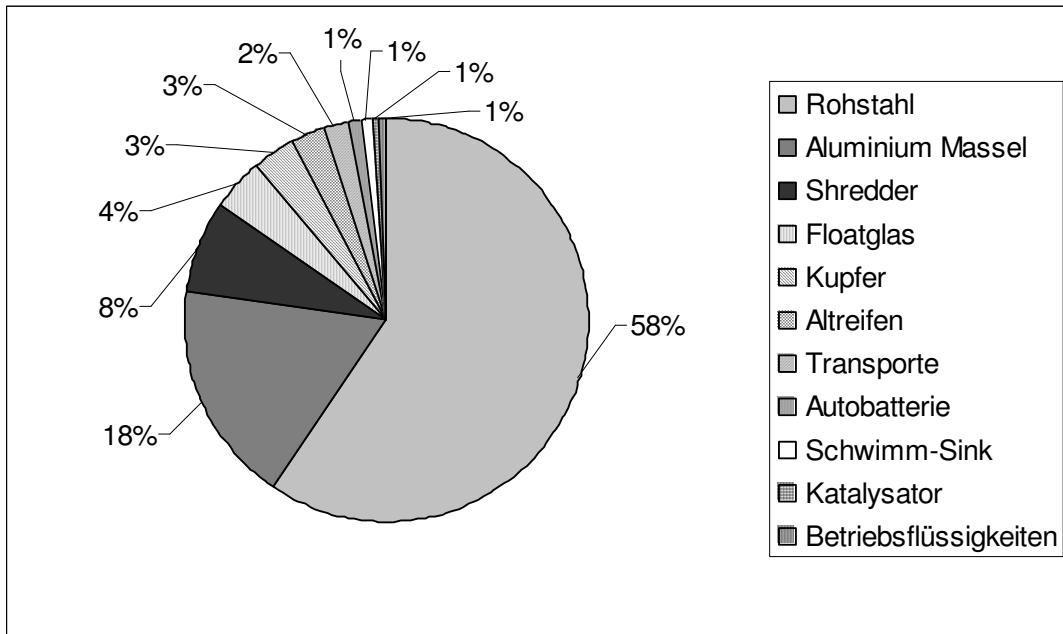


Abbildung 7-4: Prozentuale Anteile des primärenergetischen Aufwandes der einzelnen Recyclingprozesse am Recycling des Gesamtfahrzeuges; Al-Fahrzeug am Beispiel von Szenario 1

Die Prozesse Demontage, Deponie, Schwimm-Sink sowie Zink- und Magnesiumrecycling sind hier nicht abgebildet, sofern ihr Anteil < 1 % ist.

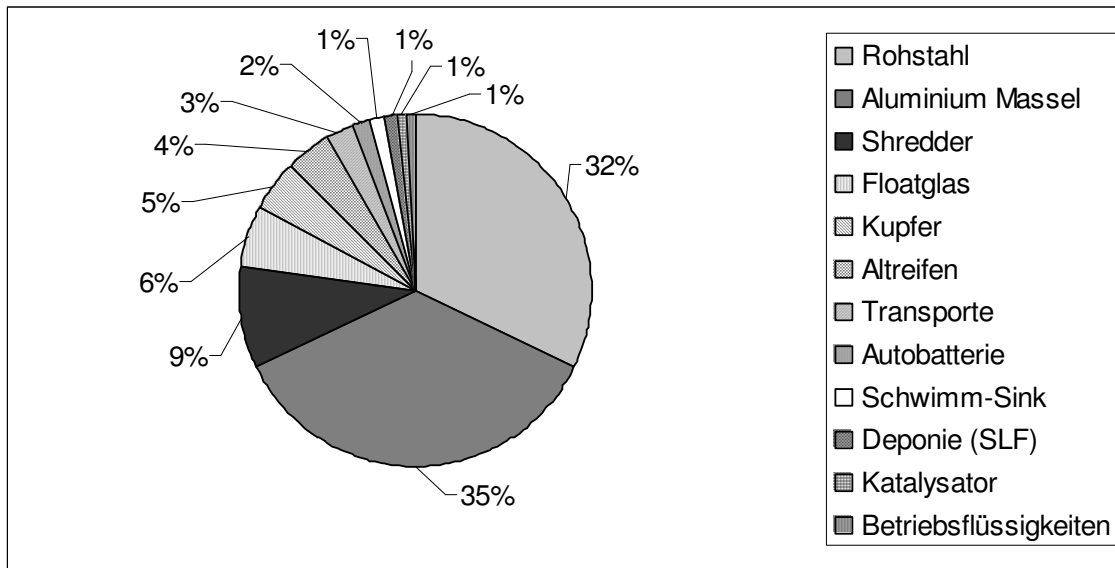


Abbildung 7-5: Prozentuale Anteile des primärenergetischen Aufwandes der einzelnen Recyclingprozesse am Recycling des Gesamtfahrzeuges; Al-KS-Fahrzeug am Beispiel von Szenario 1

Gutschriften:

Abbildung 7-6 zeigt die Gesamtgutschriften für das Recycling aufgeschlüsselt auf die entsprechenden Materialien und Bauteile und jeweils für die drei Fahrzeugvarianten erfasst. Die Gutschriften für Betriebsflüssigkeiten, Autobatterie, Katalysator, Altreifen, Glas, Magnesium, Zink und Kupfer sind folgerichtig für alle Fahrzeuge identisch. Die Unterschiede in den Gesamtgutschriften ergeben sich daher aus den Gutschriften für die Materialien Stahl, Aluminium und der SLF. Die Gutschriften für Stahl und Aluminium spiegeln den unterschiedlichen Anteil dieser Materialien an den Fahrzeugen wider. Das gilt in gleicher Weise für die SLF-Gutschrift, die bei dem Al-KS-Fahrzeug den erhöhten Kunststoffanteil abbildet. Die Gutschrift für die Shredderleichtfraktion auf der Deponie ergibt sich aus dem gewonnenen Deponiegas, das zur Energieerzeugung genutzt wird. Entsprechend dem höheren Kunststoffanteil im Al-KS-Fahrzeug ist die Deponiegasgutschrift fast doppelt so hoch wie bei den anderen beiden Fahrzeugen. Bei dem Deponiegas handelt es sich um Methan, das im Deponieprozess nach der Formel von [186] zum anaeroben Abbau von organischer Substanz unter methanogen redoxen Bedingungen berechnet wird.

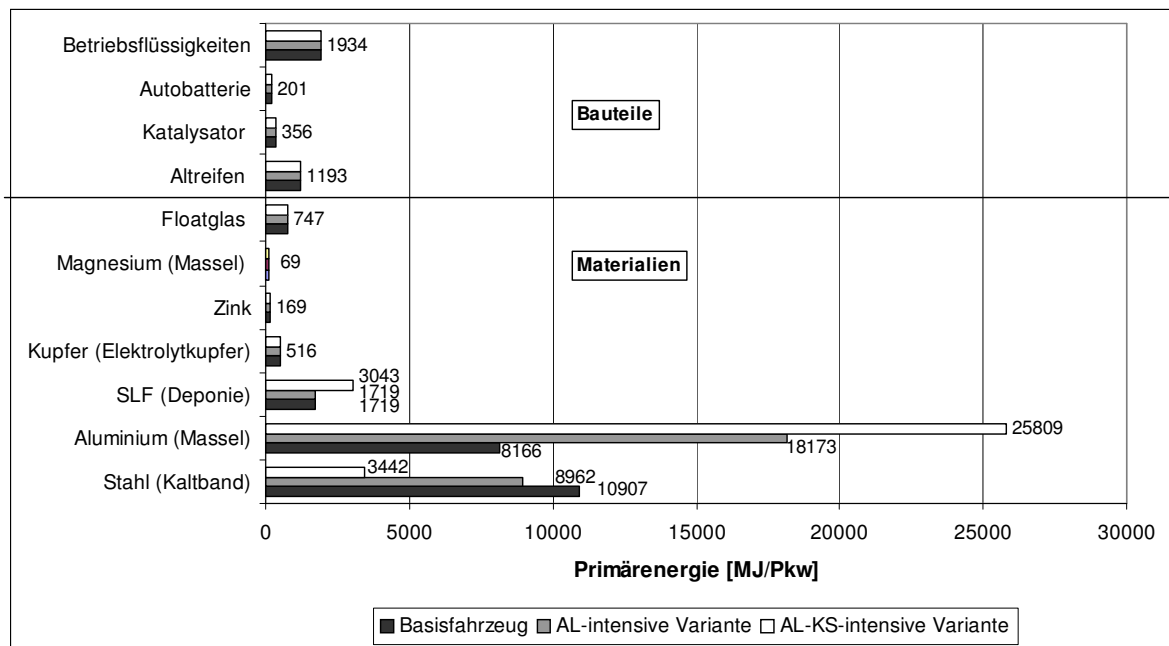


Abbildung 7-6: Vergleich der Gutschriften für das Recycling von Materialien und Bauteilen des Gesamtfahrzeuges in den drei Fahrzeugvarianten am Beispiel von Szenario 1

Die Höhe der Gutschriften pro kg für die verschiedenen Materialien ist Abbildung 7-7 zu entnehmen.

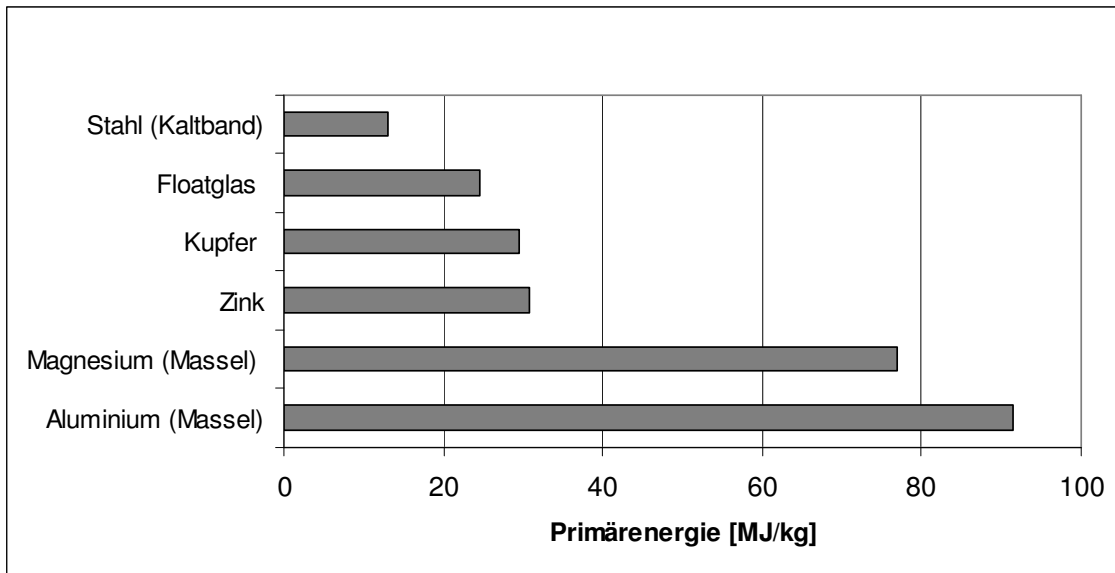


Abbildung 7-7: Gutschriften für ausgewählte Materialien

Analyse der Prozesse Demontage, Deponie, Schwimm-Sink, Shredder und Transporte:

- Demontage: Der Energieverbrauch in der Demontage (Pflichtdemontage, für alle drei Fahrzeuge identisch!) resultiert aus dem Verbrauch von Druckluft für den Gebrauch elektrischer Werkzeuge (ca. 27 %) sowie dem Stromverbrauch für die Fahrzeugpresse (ca. 73 %).
- Deponie: 46 % des Energiebedarfes resultiert aus dem Dieserverbrauch, der wiederum ca. zur Hälfte für den Lkw-Transport des Sickerwassers zur Kläranlage und zur Hälfte für den Betrieb der Deponiefahrzeuge verbraucht wird. 34 % der Energie wird in Form von Strom für den Deponiebetrieb (24 %) sowie für die Klärschlammvorbehandlung und die Kläranlage (zusammen 76 %) benötigt. 13 % der Energie werden in Form von Heizöl für die Klärschlammvorbehandlung und Kläranlage (93,5 %) sowie für den Deponiebetrieb (6,5 %) verbraucht. Die restlichen 7 % sind Energieaufwendungen für den Lkw-Transport von Klärschlamm zur Verwendung als Dünger. Die Energieaufwendungen auf der Deponie sind für das Al-KS-Fahrzeug mit 104 MJ wesentlich höher als für die anderen beiden Fahrzeuge (vgl. Abbildung 7-1). Dies ist mit dem höheren Kunststoffanteil in dem Al-KS-Fahrzeug zu erklären, der in diesem Szenario vollständig in die Shredderleichtfraktion geht und damit auf die Deponie verbracht wird.
- Schwimm-Sink-Anlage: 70 % der Energie wird für die Bereitstellung von Ferrosilizium benötigt und 30 % für Strom zum Betrieb der Schwimm-Sink-Anlage.

Die für das Al-Fahrzeug und das Al-KS-Fahrzeug höheren Energieaufwendungen in der Schwimm-Sink-Anlage spiegeln den höheren Aluminium-Anteil gegenüber dem St-Fahrzeug wider.

- **Shredder:** Der Gesamt-Energiebedarf des Shredders ist abhängig von Leistung und Durchsatz der Anlage und setzt sich aus dem Bedarf für die einzelnen Anlagenteile Shredder (75,5 %), Windsichter (15,5 %) und NE-Abscheider (9 %) zusammen. Entsprechend zeigt sich auch im Vergleich des Energieverbrauches für die Fahrzeuge das höhere Gewicht des St-Fahrzeuges bzw. das geringere Gewicht des Al- und des Al-KS-Fahrzeuges (vgl. Abbildung 7-1).
- **Transporte:** Die Transporte umfassen das Verbringen der Hauptmassenströme Stahl, NE-Metalle und Shredderleichtfraktion sowie des Pkws zum Altfahrzeugverwerter. Der Pkw-Transport zur Verwertung umfasst ca. die Hälfte des oben angegebenen Energieverbrauches (vgl. Abbildung 7-1), bei einer angenommenen Fahrtstrecke von maximal 50 km. Alle anderen Transportvorgänge der einzelnen Materialien und Bauteile gehen ebenfalls in die Bilanzierung ein, sind aber in ihrem Einfluss auf die Gesamtbilanz vernachlässigbar gering.

7.1.2 Horizontaler Vergleich

Für eine Gegenüberstellung der Fahrzeuge innerhalb der Szenarien ist in Abbildung 7-8 exemplarisch an Szenario 1 (Basisszenario mit Pflichtdemontage, SLF 100 % Deponie) die Gesamtbilanz der Energieaufwendungen sowie der Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase für die drei untersuchten Fahrzeugvarianten dargestellt.

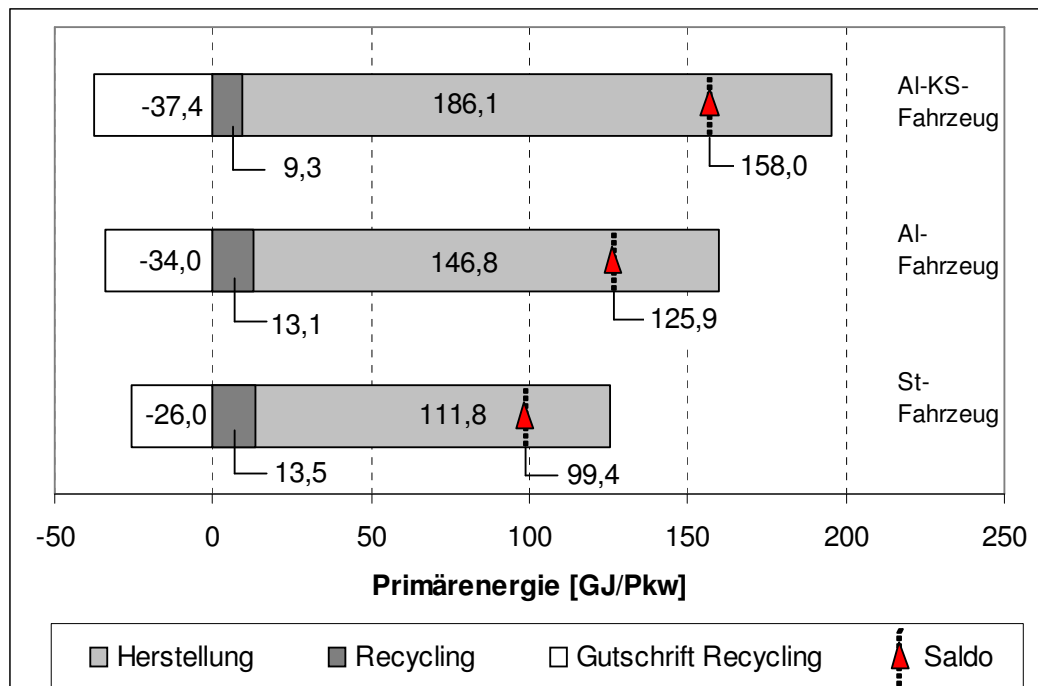


Abbildung 7-8: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 1

Der mit einem roten Dreieck kenntlich gemachte Saldo-Wert (Gesamtenergieverbrauch) setzt sich aus der Summe des Energieverbrauches für die Fahrzeugherstellung und für die Recyclingprozesse abzüglich der Gutschriften für die beim Recycling wieder gewonnenen Materialien zusammen.

Vergleicht man die Fahrzeugvarianten innerhalb der Szenarien, stellen sich übereinstimmend folgende Sachverhalte dar:

- In den Szenarien hat das *St-Fahrzeug* jeweils den *geringsten* – und damit den günstigsten – und das Al-KS-Fahrzeug den höchsten *Saldo-Wert*. Die Höhe des Saldo-Wertes ist hauptsächlich durch die Höhe der Herstellungsenergie der Fahrzeuge bestimmt. Das *Al-KS-Fahrzeug* hat den *höchsten* und das St-Fahrzeug den geringsten *Primärenergiebedarf* in der *Herstellung*.
- Das *Al-KS-Fahrzeug* hat in allen Szenarien jeweils den *geringsten* und das St-Fahrzeug den höchsten *Primärenergiebedarf* für die *Recyclingprozesse*.
- Die *Gutschriften* sind in allen Szenarien beim *Al-KS-Fahrzeug am höchsten* und beim St-Fahrzeug am geringsten.

Diese Konstellationen lassen sich aus der Materialzusammensetzung der Fahrzeuge erklären:

Sowohl der Energieverbrauch für die Herstellung und für das Recycling als auch die Gutschriften werden im Wesentlichen durch die Materialien Stahl und Aluminium sowie durch die Kunststoffe bestimmt. In Tabelle 7-1 sind für diese und einige weitere in den Fahrzeugen verwendeten Materialien der jeweilige Primärenergiebedarf für die Herstellung sowie die Recycling-Gutschriften angegeben. Die Zusammensetzung der Fahrzeugvarianten ist den Tabellen 5-1 bis 5-3 zu entnehmen. Aufgrund des höheren Aluminium- bzw. Kunststoff-Anteils liegt der Energieverbrauch zur Herstellung des Al-Fahrzeuges bzw. des Al-KS-Fahrzeuges entsprechend höher als bei dem St-Fahrzeug.

Recycling: Der Energiebedarf im Zusammenhang mit dem Demontagepflichtumfang mit Demontageprozess, die Verwertung von Katalysator, Batterie und Reifen sowie von Glas und Betriebsflüssigkeiten ist für alle drei Fahrzeuge folgerichtig identisch (vgl. Abbildung 7-1). Der Energieverbrauch für die Verwertung von Kupfer, Zink und Magnesium ist ebenfalls bei allen drei Fahrzeugen gleich, da sie in derselben Menge im Fahrzeug vorhanden sind. Der in allen Szenarien in der Reihenfolge St-Fahrzeug – Al-Fahrzeug - Al-KS-Fahrzeug ansteigende Gesamtenergieverbrauch für die Recyclingprozesse wird durch die Materialzusammensetzung der Restkarossen bestimmt: bei dem Al- und dem Al-KS-Fahrzeug sind Stahlbauteile durch leichtere Aluminium- oder Kunststoffbauteile ersetzt, d.h. es kommt weniger Material zur Verwertung. Der Energiebedarf für die Verwertung von Stahl und Aluminium liegt in vergleichbarer Größenordnung (vgl. Abbildung 7-2). Werden die Kunststoffe wie in den Szenarien 1, 2 und 5 mit der Shredderleichtfraktion deponiert, ergänzt sich das geringere Materialgewicht mit einem geringeren Energiebedarf der Deponierung gegenüber einer Verwertung. An dieser Stelle muss jedoch beachtet werden, dass es sich um eine rein energetische Sicht handelt! Werden die Kunststoffe wie in den anderen Szenarien stofflich oder energetisch verwertet, liegt der Energiebedarf je nach Verfahren in vergleichbarer Höhe

wie bei Stahl, jedoch, wie oben erwähnt, bei geringerer Gesamtmenge von zu verwertendem Material. Daraus leitet sich der sowohl zwischen den Fahrzeugen als auch innerhalb der Szenarien geringste Primärenergiebedarf für das Al-KS-Fahrzeug in Szenario 1 ab.

Tabelle 7-1: durchschnittlicher Energieverbrauch zur Herstellung der wichtigsten Materialien sowie die jeweiligen Gutschriften (Gutschriften berechnet nach dem Diskontierungsansatz).

Material	PEB Herstellung	Gutschrift	Material zur Verwertung*	PEB Herstellung*	Gutschrift*	Differenz PEB (Herstellung - Gutschrift)*
	[MJ/kg]	[MJ/kg]	[kg/Pkw]	[MJ/Pkw]	[MJ/Pkw]	[MJ/Pkw]
Stahl (Durchschnitt Bramme, Kaltband)	25	13	839	20975	10907	10068
Aluminium (Durchschnitt AlMg, Massel)	230	92	89	20526	8166	12360
Kunststoff (Durchschnitt)	100	50	169	16870	8435	8435
Glas	51	25	30,3	1552	747	806
Magnesium	160	77	0,9	144	69	75
Zink	64	31	6	351	169	183
Kupfer	61	30	18	1073	516	557

*Berechnungsbeispiel anhand der Daten für das St-Fahrzeug

Gutschriften: Gemäß dem im Vergleich mit dem St-Fahrzeug höheren Anteil an Aluminium in den anderen zwei Fahrzeugen fallen auch die Gutschriften bei beiden Fahrzeugen insgesamt höher aus als in der Stahlvariante (vgl. Tabelle 7-1). In Szenario 1 sind die Gesamtgutschriften bei dem Al-Fahrzeug und dem Al-KS-Fahrzeug fast übereinstimmend, da in hier nur pflichtdemontiert wird, d.h. die Kunststoffe im Fahrzeug verbleiben. Die Differenz resultiert aus dem höheren Aluminium-Anteil in der Al-KS-Fahrzeugvariante (vgl. Tabelle 5-1). Werden wie in den Szenarien 2, 3 und 4 zusätzlich Kunststoffe demontiert und verwertet, resultieren daraus innerhalb der Fahrzeugvarianten die höchsten Gesamtgutschriften für das Al-KS-Fahrzeug.

7.1.3 Vertikaler Vergleich

Für den auf das jeweilige Fahrzeug bezogenen Vergleich der Szenarien wird die Gesamtbilanz von Szenario 1 in den Kontext mit den Vergleichsszenarien 2 bis 7 gestellt. Eine graphische Darstellung der Veränderung des Primärenergiebedarfes in den Szenarien 2 bis 7 gegenüber Szenario 1 für die jeweilige Fahrzeugvariante gibt Abbildung 7-9.

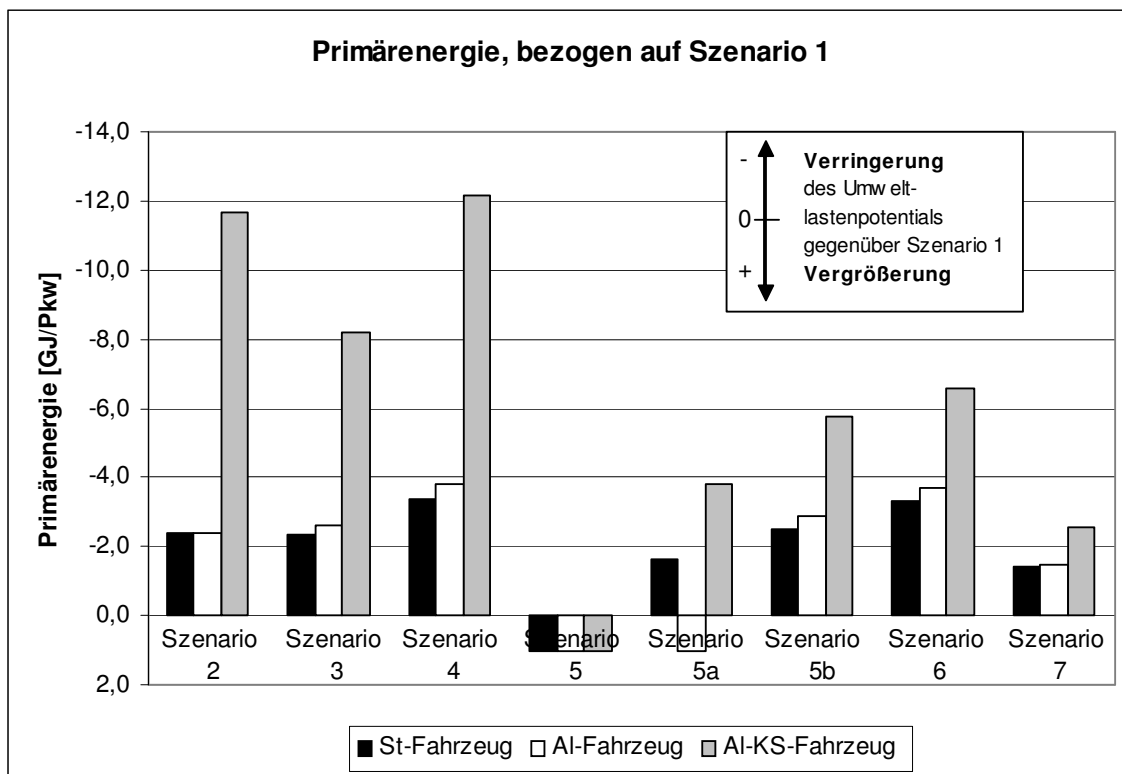


Abbildung 7-9: Primärenergie, bezogen auf Szenario 1, Differenzen der Saldo-Werte aus dem Gesamtlebenszyklus (Herstellung + Recycling – Gutschrift = Saldo)

Im Weiteren werden die Szenarien einzeln erläutert.

7.1.3.1 Szenario 2

Szenario 2 unterscheidet sich von Szenario 1 durch die gesetzliche Vorgabe, die ab dem Jahr 2015 festgelegte Verwertungsquote zu erfüllen. Dies bedeutet gegebenenfalls die zusätzliche Demontage von Kunststoffen.

Insgesamt fällt der Saldo-Wert für alle drei Fahrzeuge in Szenario 2 gegenüber Szenario 1 deutlich niedriger aus (Verringerung des Umweltlastenpotentials, vgl. Abbildung 7-9). Während infolge der Kunststoffdemontage die Aufwendungen für die **Recyclingprozesse** in Szenario 2 größer sind als in Szenario 1, sind die **Gutschriften** ebenfalls höher (vgl. Abbildung 7-10).

Bei dem **St- und dem Al-Fahrzeug** erhöht sich der **Energiebedarf** um jeweils ca. 20 % bzw. 2,7 GJ. Den insgesamt höheren Energieaufwendungen stehen um 16,9 GJ (Al-KS-Fahrzeug) bzw. 4,6 GJ (St-Fahrzeug und Al-Fahrzeug) höhere Gutschriften gegenüber. Die erhöhten Energieaufwendungen resultieren ebenso wie die Gutschriften aus den Verwertungsprozessen für die Kunststoffe.

Bei dem **Al-KS-Fahrzeug** ist der **Recyclingaufwand** gegenüber Szenario 1 mit der Demontage und Verwertung von 375 kg Kunststoffen netto um ca. 60 % bzw. 5,2 GJ höher. Brutto ist durch das Kunststoffrecycling der Energieverbrauch um 5,6 GJ höher, während er im

Gegenzug durch geringeres Shredderinputgewicht infolge Kunststoffdemontage in Szenario 2 um 0,4 GJ für die Shredderanlage geringer ist. Die 5,6 GJ setzen sich zu zwei Drittel mit 94 % der Kunststoffe in werkstofflichen Verfahren und zu einem Drittel mit den restlichen 6 % der Kunststoffe in rohstofflichen und thermischen Verfahren (Glykolyse und Zementwerk) zusammen.

Auch bei den **Gutschriften** gibt es in Szenario 2 gegenüber Szenario 1 sowohl Erhöhungen als auch Minderungen. Infolge der Kunststoffdemontage fällt weniger SLF für die Deponie an. Folglich entsteht weniger Deponiegas, das zur Energieerzeugung genutzt werden kann bzw. sich in der Bilanz als Gutschrift niederschlägt. Hier muss erneut auf die rein energetische Sichtweise hingewiesen werden, denn betrachtet man die Emissionen, stellt sich der Sachverhalt insbesondere infolge der CO₂- und CH₄-Emissionen - je nach Zusammensetzung des SLF-Inputs - entsprechend gegensätzlich dar, wie in Kapitel 7.2 in der Analyse der Wirkungskategorien ausgewiesen wird.

In der **Gesamt-Differenz** ergibt sich daher für die **AL-KS-Fahrzeugvariante** eine um ca. 12 GJ günstigere Energiebilanz gegenüber Szenario 1.

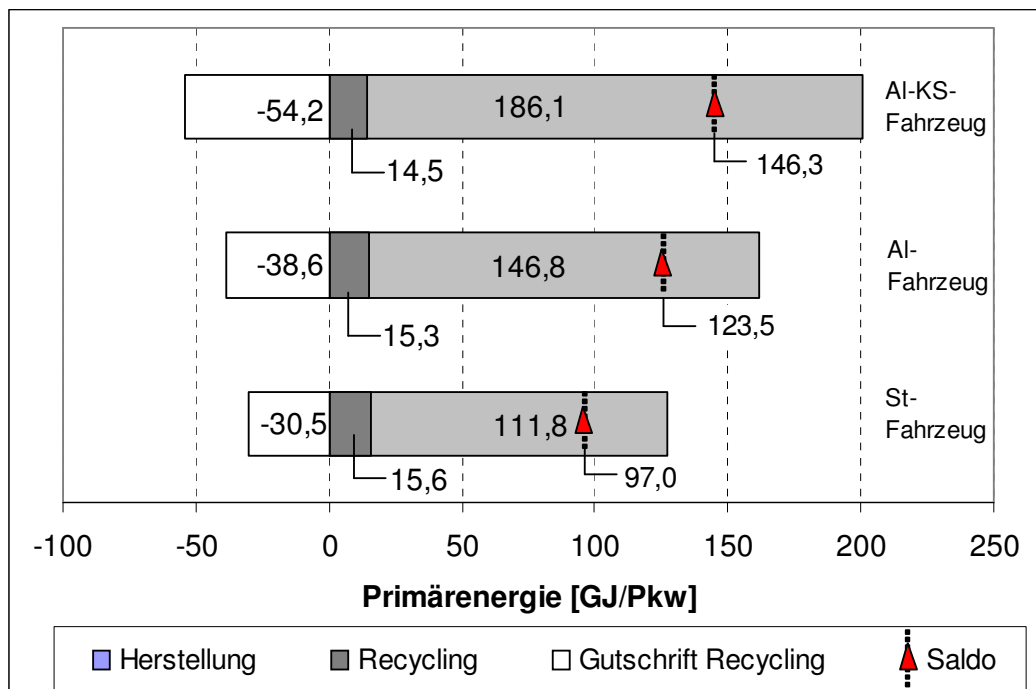


Abbildung 7-10: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 2

Auch bei dem St- und dem Al-Fahrzeug müssen Kunststoffe demontiert werden, jedoch wesentlich weniger im Vergleich (vgl. Kapitel 6.2). Für die **St- und die Al-Fahrzeugvariante** resultiert im Vergleich mit Szenario 1 eine um ca. 2 GJ bessere Energiebilanz.

7.1.3.2 Szenario 3

Zielsetzung in Szenario 3 ist das Erreichen der gesetzlichen Verwertungsquote unter der Vorgabe, die Shredderleichtfraktion zu 50 % stofflich (SVZ) und zu 50 % energetisch (Zementwerk) zu verwerten. Wie bereits in Kapitel 6.3 beschrieben, wird die Quote bei dem St- und dem Al-Fahrzeug bereits durch die Pflichtdemontage erreicht, bei dem Al-KS-Fahrzeug müssen zusätzlich noch 97 kg Kunststoffe demontiert und verwertet werden. Die Ergebnisse der Ökobilanz von Szenario 3 sind für die ersteren beiden Fahrzeuge mit denen von Szenario 1 vergleichbar, da die in Szenario 1 auf die Deponie verbrachte Menge Shredderleichtfraktion identisch ist mit der in Szenario 3 stofflich und energetisch verwerteten SLF-Menge, unter ansonsten gleichen Demontage-Randbedingungen.

Der **Energiebedarf für die Recyclingprozesse** sowie die **Gutschriften** setzen sich bis auf den zusätzlichen Energiebedarf bzw. Gutschriften analog Szenario 1 zusammen, da jeweils nur pflichtdemontiert wird (Ausnahme Al-KS-Fahrzeug). Für das **St- und das Al-Fahrzeug** ist der Energieverbrauch in Szenario 3 um jeweils 0,3 GJ höher (vgl. Abbildung 7-8 und Abbildung 7-11). Diese zusätzliche Energie ist die Differenz zwischen der vollständigen Deponierung der SLF in Szenario 1 und der zu je 50 % angenommenen Vergasung bzw. thermischen Verwertung der SLF als Ersatzbrennstoff im Zementwerk in Szenario 3. Diesem geringfügig höheren Energiebedarf steht eine um 2,7 GJ höhere Gutschrift gegenüber. Netto verbessert sich daher die Energiebilanz um 2,4 GJ in Szenario 3 (stoffliche und thermische Verwertung der SLF) gegenüber Szenario 1. Die Gutschriften stammen dabei zu 63 % aus der thermischen Verwertung im Zementwerk in Form thermischer Energie und zu 37 % aus der Vergasung in Form des Methanols.

Der **Energiebedarf** für das **Al-KS-Fahrzeug** ist in Szenario 3 um 1,4 GJ höher als in Szenario 1. Die bei dieser Fahrzeugvariante zusätzlich zum Pflichtumfang demontierten Kunststoffe werden werkstofflich verwertet. Der Anteil der Energie für die Verwertung der Kunststoffe beträgt 1,1 GJ. 0,3 GJ stammen aus der Verwertung der SLF in der Vergasung und im Zementwerk, analog zu den anderen beiden Fahrzeugvarianten (nur die Differenz, der absolute Energieverbrauch für die SLF-Verwertung liegt bei 0,47 GJ gegenüber 0,36 GJ bei der St-Fahrzeugvariante, da die Menge an SLF beim Al-KS-Fahrzeug durch den höheren Kunststoffanteil höher ist). Wesentlich erhöht haben sich die **Gutschriften** für das **Al-KS-Fahrzeug** in Szenario 3. Von den 9,6 GJ höheren Gutschriften sind 6,2 GJ (64,6 %) Gutschriften für die verwerteten Kunststoffe und 3,4 GJ (35,4 %) für die SLF (Vergasung und Zementwerk).

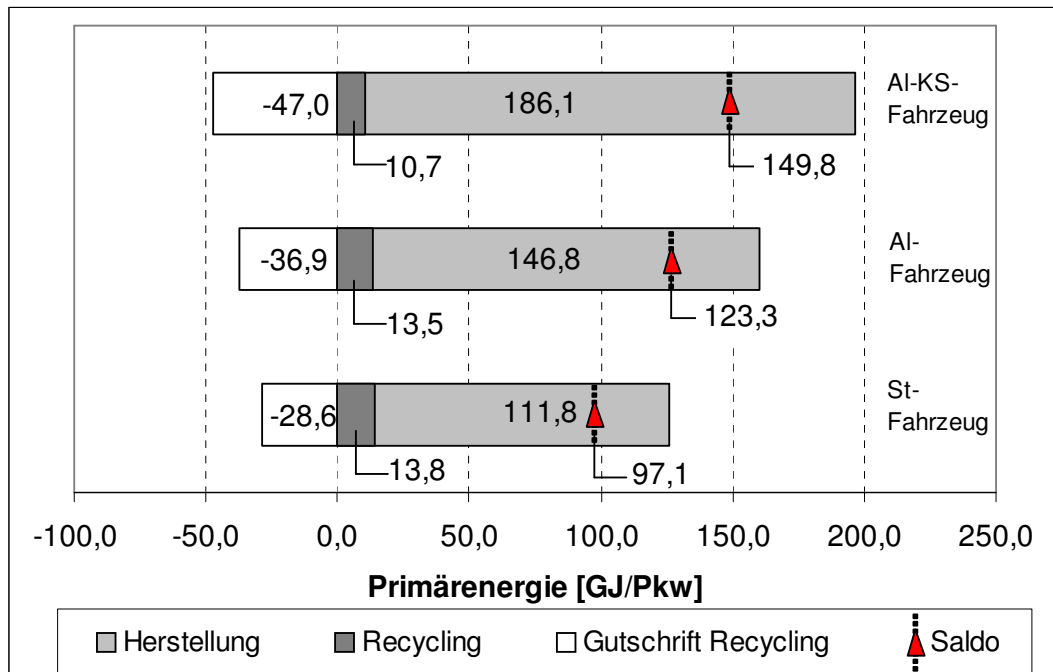


Abbildung 7-11: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 3

Im Vergleich mit Szenario 2 schneidet das Al-KS-Fahrzeug in Szenario 3 etwas schlechter ab. Dies kommt wie folgt zustande: Der Energiebedarf ist aufgrund der Kunststoffverwertung in Szenario 2 zuerst einmal höher als in Szenario 3. Die Gutschriften durch die Kunststoffverwertung sind um 13,2 GJ höher als in Szenario 3, wogegen die Gutschriften für die SLF-Verwertung um 5,9 GJ geringer sind. Netto sind die Gutschriften in Szenario 2 damit um 7,2 GJ höher als in Szenario 3, was auch durch den geringeren Energiebedarf in Szenario 3 nicht ausgeglichen wird.

Im **Gesamtresultat** (Saldo) schneiden alle drei Fahrzeugvarianten in Szenario 3 wesentlich günstiger ab als in Szenario 1. Im Vergleich mit Szenario 2 dagegen ist die Bilanz der St- und der Al-Fahrzeugvarianten nur geringfügig positiver und für das AL-KS-Fahrzeug aufgrund der höheren Gutschriften aus der Kunststoffverwertung in Szenario 2 schlechter. Der Energiebedarf für die Recyclingprozesse ist in Szenario 3 für alle drei Fahrzeugvarianten aufgrund der Kunststoffdemontage und -verwertung höher als in Szenario 1.

7.1.3.3 Szenario 4

Szenario 4 wird unter der Voraussetzung der Erfüllung der geforderten Verwertungsquote berechnet. Um bei der angenommenen 100 % energetischen Verwertung (Zementwerk) der Shredderleichtfraktion die Quote zu erreichen, müssen dennoch zusätzlich Kunststoffe demontiert werden (vgl. Kapitel 6.4).

Bei dem St- und dem Al-Fahrzeug umfasst die Kunststoffdemontage 31 kg bzw. 37 kg. Beim Al-KS-Fahrzeug steht bei den gesetzlichen Forderungen in diesem Szenario die Demontage

von 256 kg Kunststoffen an (von insgesamt 430 kg Kunststoffen am Fahrzeug; vgl. Tabelle 5-1 und Kapitel 6.4).

Energiebedarf für die Recyclingprozesse und Gutschriften:

Im Vergleich mit den Szenarien 1-3 hat Szenario 4 für alle drei Fahrzeugvarianten das beste Saldo-Ergebnis, d.h. das günstigste Verhältnis zwischen **Energieverbrauch** und **Gutschriften** (vgl. Abbildung 7-9 und Abbildung 7-12). Im Folgenden werden die dafür relevanten Prozesse analysiert.

Shredder:

Aufgrund der Kunststoffdemontage und des daher geringeren Fahrzeuggewichtes als Input in den Shredder reduziert sich der Energieverbrauch für den Shredder. Bei einem Primärenergiebedarf des Shredders von 0,84 MJ/kg errechnet sich ein Energieminderbedarf gegenüber Szenario 1 für das St-Fahrzeug von 26 MJ/Pkw, für das Al-KS-Fahrzeug von 213 MJ/Pkw.

Kunststoffdemontage und -verwertung:

Die Demontage und stoffliche Verwertung von 31 kg bzw. 37 kg Kunststoffen¹⁰³ bei dem St- und dem Al-Fahrzeug führen zu einem gegenüber der Pflichtdemontage erhöhten Energieverbrauch von 255 MJ oder durchschnittlich 8,2 MJ/kg Kunststoff. Die Gutschriften für die verwerteten Kunststoffe betragen hier im Durchschnitt 28 MJ/kg. Für das Al-KS-Fahrzeug erhöht sich der Energiebedarf bei einer zu demontierenden und zu verwertenden Kunststoffmenge von 256 kg gegenüber der Deponierung um 4116 MJ, d.h. durchschnittlich 16 MJ/kg. Die Gutschrift erhöht sich um 14.376 MJ, d.h. durchschnittlich 56 MJ/kg. Die Unterschiede im Primärenergiebedarf und in den Gutschriften pro kg Kunststoff zwischen dem St- und dem Al-Fahrzeug einerseits und dem Al-KS-Fahrzeug andererseits erklären sich aus der Tatsache, dass bei dem Al-KS-Fahrzeug andere Kunststoffarten und in anderen Verfahren verwertet werden. Zusammenfassend ergibt sich aus den jeweiligen PEB für das Recyclingverfahren und den Gutschriften für die Kunststoffverwertung in Abhängigkeit von der Art des Kunststoffes sowie dem Verwertungsverfahren ein positiver Saldo der Primärenergie zwischen 20 MJ/kg und 40 MJ/kg Kunststoff.

Shredderleichtfraktion:

Wird die SLF wie in Szenario 4 zu 100 % im Zementwerk energetisch verwertet, ist der Primärenergiebedarf gegenüber der Deponierung um 1,6 MJ/kg SLF erhöht, ebenso jedoch die Gutschriften um 13,5 MJ/kg SLF.

¹⁰³

Bei den demontierten Kunststoffen des St-Fahrzeuges handelt es sich um ca. 22 kg Polypropylen und ca. 9 kg GMT.

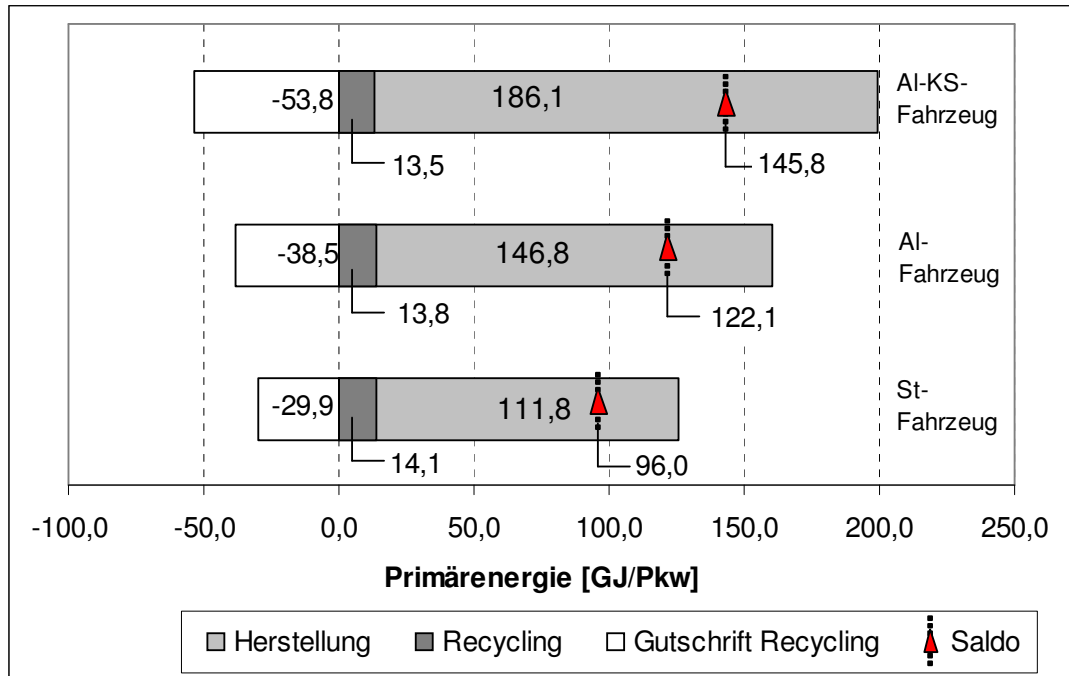


Abbildung 7-12: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 4

Aus der Analyse des Shredderprozesses, der Kunststoff- und der SLF-Verwertung lässt sich für den Vergleich der Szenarien 1 und 4 für alle Fahrzeugvarianten die günstigere Energiebilanz in Szenario 4 erklären.

7.1.3.4 Szenarien 5, 5a und 5b

Szenario 5 stellt ohne Demontage und 100 % Deponierung der Shredderleichtfraktion ein Extremszenario dar. Die Verwertungsquote wird in diesem Szenario von keinem der Fahrzeuge erreicht (vgl. Kapitel 6.5, Tabelle 6-1).

Szenario 5 ist im Vergleich mit Szenario 1 das einzige Szenario, in dem sich für alle drei Fahrzeuge der Primärenergiebedarf der Gesamtbilanz vergrößert (vgl. Abbildung 7-9).

Der **Primärenergiebedarf** für die **Recyclingprozesse** ist für alle drei Fahrzeugvarianten jeweils der geringste aller Szenarien, da außer den Prozessen, die in allen anderen Szenarien ebenso stattfinden müssen, keine weiteren energieverbrauchenden Prozesse stattfinden (vgl. Abbildung 7-9 und Abbildung 7-13).

In gleicher Weise sind die Gutschriften in Szenario 5 die geringsten aller Szenarien. Sie bilden die Gutschriften der verwerteten Metalle und NE-Metalle ab, die Gutschrift des Deponiegases CH_4 aus der Shredderleichtfraktionsdeponierung sowie die Gutschriften der aufbereiteten Betriebsflüssigkeiten Altöl, Kraftstoff, Brems- und Kühlflüssigkeit. Bis auf geringe Abweichungen entsprechen diese den Gutschriften wie sie in Abbildung 7-6 dargestellt sind (ohne Autobatterie, Katalysator, Altreifen und Floatglas).

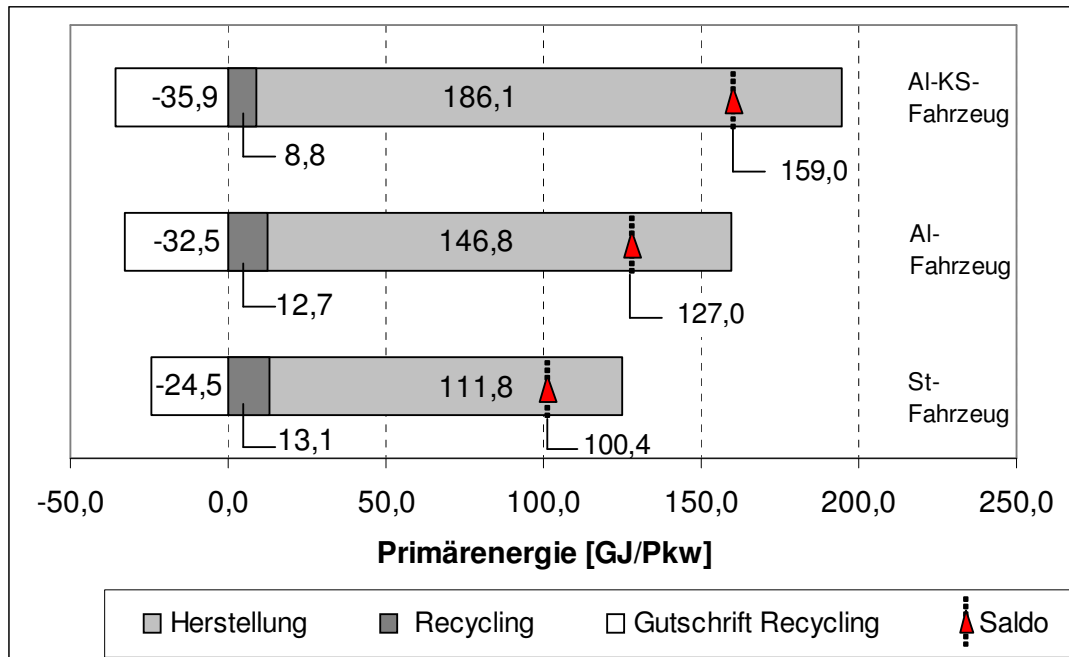


Abbildung 7-13: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 5

Szenarien 5 a (SLF 50 % stofflich, 50 % energetisch) und 5 b (SLF 100 % energetisch)

Mit der stofflichen und energetischen Verwertung der SLF zu je 50 % in Variation zur Deponierung in Szenario 5 wird mit Ausnahme des Al-KS-Fahrzeuges die Verwertungsquote der Fahrzeuge erreicht. Dagegen wird in Szenario 5 b mit einer 100 % energetischen Verwertung die Quote von keinem der Fahrzeuge erreicht. Diese Tatsache sollte vor dem Hintergrund gesehen werden, dass zumindest das St- und das Al-Fahrzeug in der Energiebilanz des Szenario 5b besser abschneiden als in den Szenarien 1, 2, 3, 5 und 5a. Von diesen Szenarien unterliegen die Szenarien 2, 3 und 5a (ohne Al-KS-Fahrzeug) der Reglementierung durch die Verwertungsquote.

Abbildung 7-14 zeigt die Ergebnisse der Gesamtbilanz für das Szenario 5a. Im Vergleich der Szenarien 5, 5a und 5b erreicht Szenario 5b mit einer 100 % energetischen Verwertung der SLF für alle Fahrzeuge die günstigste Energiebilanz (vgl. Abbildung 7-15).

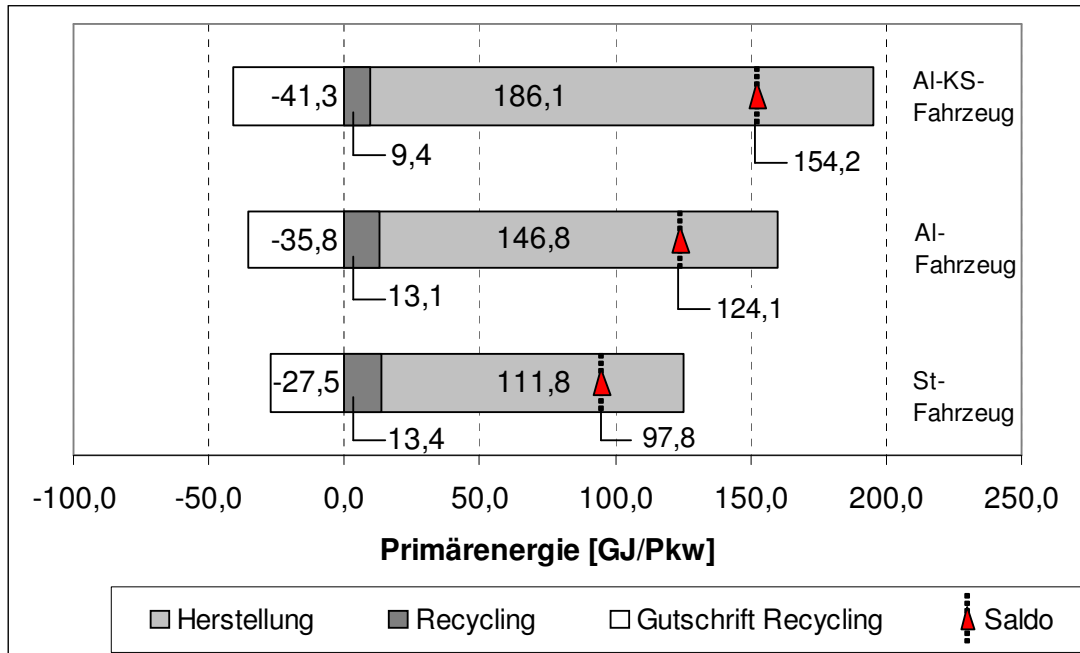


Abbildung 7-14: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 5a

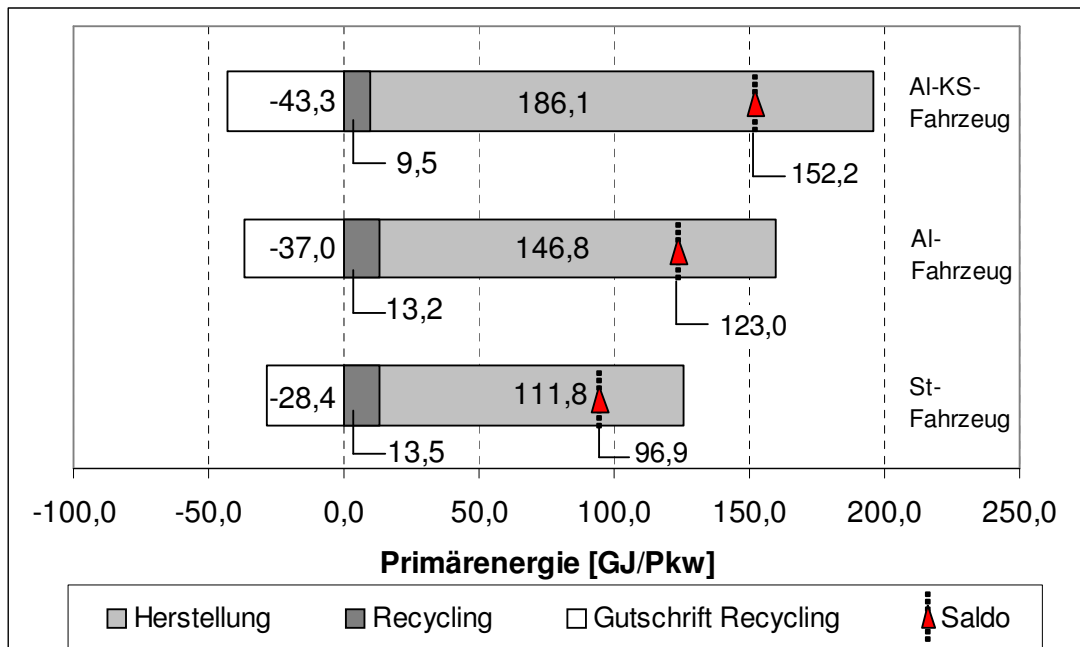


Abbildung 7-15: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 5b

7.1.3.5 Szenario 6

Szenario 6 lässt sich als Vergleichsszenario zu Szenario 4 betrachten. Bei beiden wird die SLF zu 100 % energetisch im Zementwerk verwertet. In Szenario 6 wird ohne Erreichen der Verwertungsquote lediglich pflichtdemontiert, während in Szenario 4 unter Vorgabe der Verwertungsquote zusätzlich Kunststoffe demontiert werden.

Wie aus einem Vergleich von Abbildung 7-12 mit Abbildung 7-16 ersichtlich ist, sind die Bilanzen für das St- und das Al-Fahrzeug in den Szenarien 4 und 6 bis auf ca. 0,1 GJ identisch. Hier werden wieder entgegengesetzt wirkende Effekte wirksam: Einerseits erhöht sich der Energiebedarf in Szenario 4 gegenüber Szenario 6 aufgrund der Demontage und Verwertung der Kunststoffe. Der Energiebedarf für das Zementwerk verringert sich, da weniger SLF zur Verwertung kommt. Zum anderen erhöhen sich die Gutschriften infolge der Kunststoffdemontage. Diese Gutschriften sind zwar wesentlich höher als der Energieverbrauch, gleichen sich jedoch wieder mit „entgangenen“ Gutschriften aufgrund geringeren SLF-Inputs in das Zementwerk aus. In diesem Fall des St- und des Al-Fahrzeuges kann also festgestellt werden, dass mit der Kunststoffdemontage und –verwertung von 31 bzw. 37 kg Kunststoffen lediglich eine Verbesserung der Gesamtbilanz von 0,6 % erreicht wird. Das heißt, es bringt aus energetischer Sicht keine wesentlichen Vorteile gegenüber dem Verbleib in der SLF und deren vollständiger energetischer Verwertung im Zementwerk.

Für das **Al-KS-Fahrzeug** ist der Energieverbrauch in Szenario 4 infolge der Demontage von 256 kg Kunststoffen um 4,1 GJ höher als in Szenario 6. Demgegenüber wird in Szenario 6 aufgrund des geringeren Demontageumfanges mehr Energie für die Verwertung der SLF im Zementwerk (0,2 GJ) und für den Shredder (0,2 GJ) benötigt. Daraus resultiert eine Differenz 3,7 GJ zugunsten von Szenario 6. Auf Seiten der Gutschriften stellt sich die Situation folgendermaßen dar. Aus der Verwertung der Kunststoffe in Szenario 4 resultiert eine um 14,3 GJ höhere Energiegutschrift gegenüber Szenario 6 ohne Kunststoffdemontage. Wären die in Szenario 4 werkstofflich verwerteten Kunststoffe wie in Szenario 6 im Zementwerk energetisch verwertet worden, stände eine Gutschrift von 5,1 GJ zu Buche. Es ergibt sich daraus demnach eine Differenz von 9,2 GJ zugunsten von Szenario 4. Abzüglich des oben hergeleiteten Mehrverbrauches an Energie von 3,7 GJ verbleibt ein um 5,6 GJ günstigerer Saldo für Szenario 4 gegenüber Szenario 6. Dies entspricht (bei der gegebenen Verwertung von 256 kg Kunststoffen!) einer Verbesserung der Gesamtbilanz um ca. 14 %.

Im Vergleich zu Szenario 1 stellt sich Szenario 6 aufgrund der energetischen SLF-Verwertung für alle drei Fahrzeuge mit einer günstigeren Energiebilanz dar (vgl. Abbildung 7-9 und Abbildung 7-16).

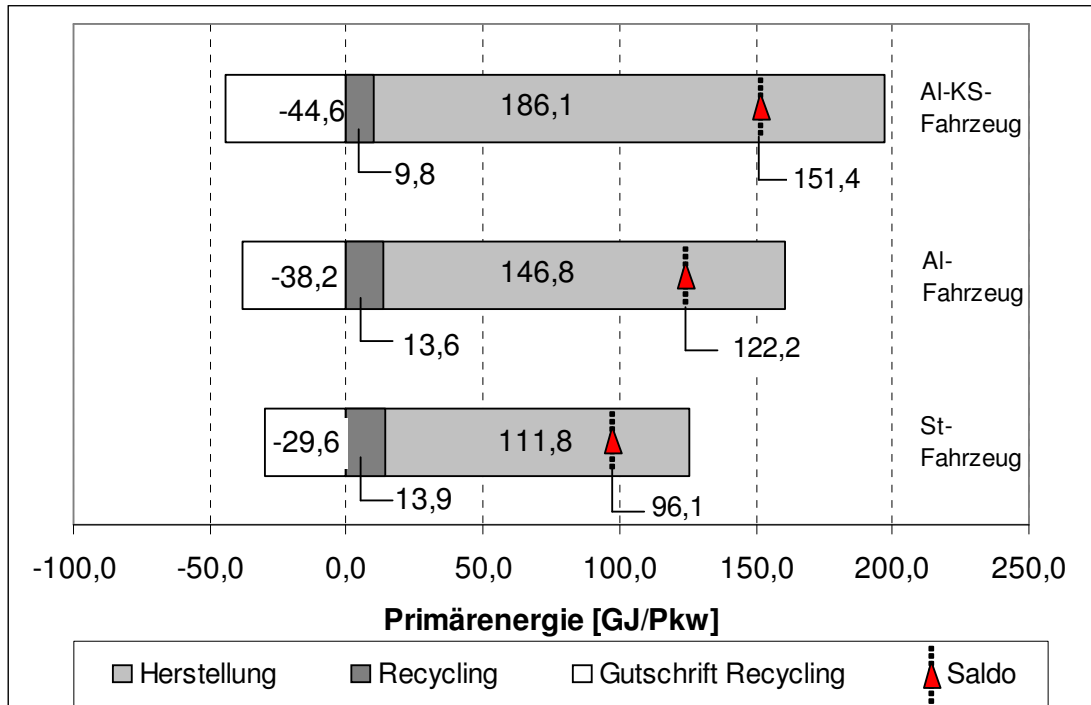


Abbildung 7-16: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 6

7.1.3.6 Szenario 7

In Szenario 7 erfüllen bei einer 100 % stofflichen SLF-Verwertung alle drei Fahrzeugvarianten die Verwertungsquote. Es wird lediglich der Pflichtumfang demontiert (vgl. Tabelle 6-8).

Im Vergleich mit Szenario 1 ist der Saldo der Energiebilanz in Szenario 7 für alle drei Fahrzeugvarianten günstiger (vgl. Abbildung 7-9). Am deutlichsten wird dies bei der Al-KS-Variante aufgrund des hohen Kunststoffanteils. Werden die Kunststoffe nicht deponiert, sondern stofflich verwertet, resultieren hieraus höhere Gutschriften. Die im Vergleich mit Szenario 1 günstigere Energiebilanz resultiert daher aus den Gutschriften der stofflichen Verwertung der SLF. Für eine Gegenüberstellung der SLF-Verwertungsverfahren sei auf die Sensitivitätsanalyse in Kapitel 8.3 verwiesen. Die Aufwendungen für die Recyclingprozesse liegen für alle Fahrzeuge nur geringfügig höher als in Szenario 1, da jeweils nur pflichtdemontiert wird. Der geringe Energiemehraufwand gegenüber der Deponierung stammt aus der stofflichen SLF-Verwertung.

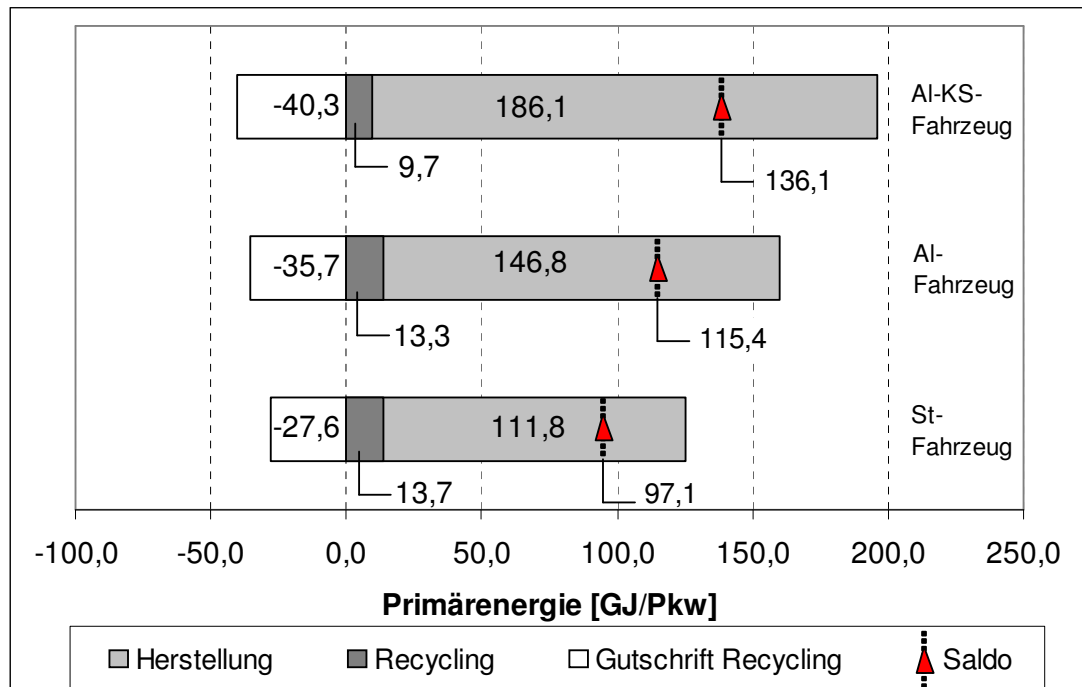


Abbildung 7-17: Gesamtbilanz der Energieaufwendungen und Gutschriften für die Herstellungs- und die Recyclingphase der drei untersuchten Fahrzeugvarianten in Szenario 7

7.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Zur Beschreibung der Umweltauswirkungen der Recyclingverfahren in den Szenarien 1 bis 7 werden in dieser Arbeit im Rahmen der Wirkungsabschätzung die folgenden Wirkungskategorien betrachtet: Treibhauspotential (GWP_{100}), Versauerungspotential (AP), Eutrophierungspotential (EP) und Ozonabbaupotential (ODP).

7.2.1 GWP_{100}

Abbildung 7-18 zeigt für alle drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7 die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie Treibhauspotential. Die Werte stellen Saldowerte des gesamten Lebenszyklus dar, d.h. sie setzen sich aus dem GWP_{100} der Herstellung des jeweiligen Fahrzeuges, dem GWP_{100} aus den Recyclingprozessen sowie der Gutschrift des GWP_{100} aus den Recyclingprozessen zusammen.

$$(GWP_{100}\text{Herstellung} + GWP_{100}\text{Recycling}) - GWP_{100}\text{Recycling Gutschrift} = GWP_{100}\text{ Saldo}$$

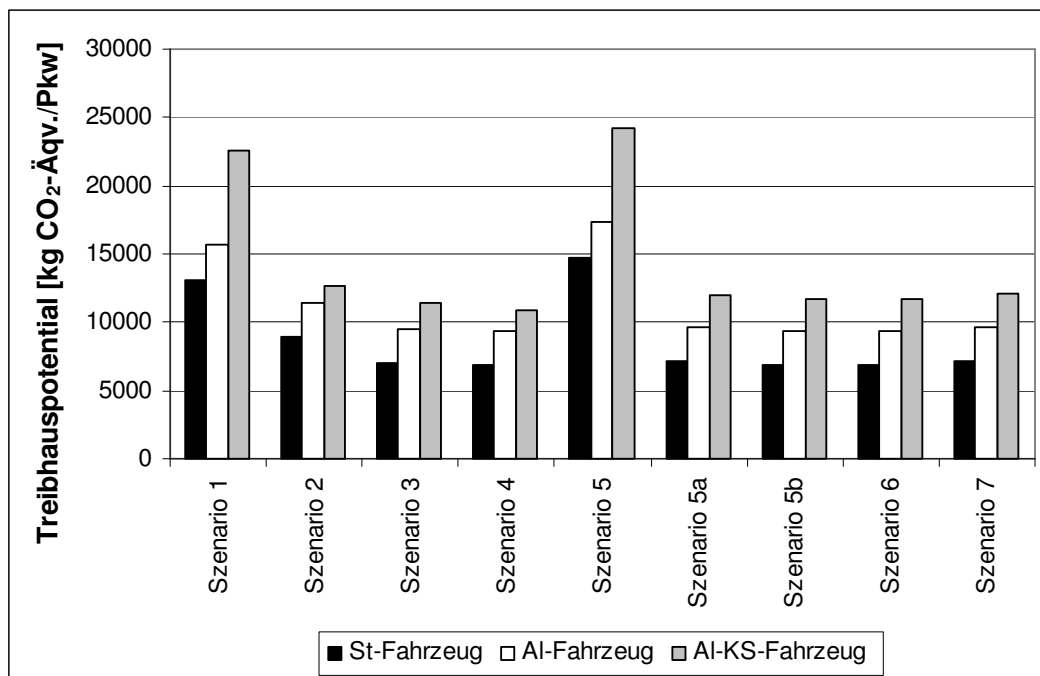


Abbildung 7-18: Treibhauspotential (GWP_{100}) über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7.

Der Treibhauseffekt wird in den Szenarien hauptsächlich durch die folgenden Gase verursacht: Methan, Kohlendioxid, Schwefelhexafluorid und Lachgas.

Durch die Recyclingprozesse werden nicht nur Energie und Rohstoffe eingespart, sondern auch weniger Emissionen verursacht. Daraus resultieren für den Treibhauseffekt die Gut-

schriften folgender Gase: Kohlendioxid, Tetrafluormethan, Methan, R 116 (Hexafluorethan), Lachgas und Schwefelhexafluorid.

Herstellungsphase:

Das GWP₁₀₀ der Herstellungsphase beträgt für das

- St-Fahrzeug 7468 kg CO₂-Äqv./Pkw (39 % Herstellung Al, 34 % Herstellung Stahl, 14 % Herstellung Kunststoffe, 13 % sonstige (Elektronik, Lackierung, Kupfer, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))
- Al-Fahrzeug 10.587 kg CO₂-Äqv./Pkw (61 % Herstellung Al, 20 % Herstellung Stahl, 10 % Herstellung Kunststoffe, 9 % sonstige (Elektronik, Lackierung, Kupfer, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))
- Al-KS-Fahrzeug 13.335 kg CO₂-Äqv./Pkw (70 % Herstellung Al, 6 % Herstellung Stahl, 17 % Herstellung Kunststoffe, 7 % sonstige (Elektronik, Lackierung, Kupfer, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))

Den Hauptanteil an den Emissionen der Herstellungsphase hat dabei mit durchschnittlich 81 % das Kohlendioxid aus der Herstellung von Aluminium, Stahl und Kunststoffen, wobei ersichtlich ist, dass die Substitution von Stahl durch Aluminium bzw. Kunststoffe zu einem höheren GWP₁₀₀ führt. Die „übrigen“ Emissionen des GWP₁₀₀ der Herstellungsphase sind zu ca. 10 % Tetrafluormethan und 4 % Methan-Emissionen.

Recyclingphase inklusive Gutschriften :

In *Szenario 1* liegen die GWP₁₀₀-relevanten **Emissionen der Recyclingphase** bei allen Fahrzeugen in der gleichen Größenordnung wie die der jeweiligen Herstellungsphase. 75 % der Emissionen der Recyclingprozesse (GWP_{100Recycling}) werden durch CH₄-Emissionen (99 % durch die Methan-Emissionen auf der Deponie) und 25 % durch CO₂ verursacht (49 % durch CO₂-Emissionen auf der Deponie und 35 % durch CO₂-Emissionen bei der Elektrostahlherstellung, Rest bei Aluminium-, Kupfer, Glas-, Batterie-, Katalysator- und Reifenverwertung).

Die **Gutschriften** (durchschnittlich 83 % CO₂, 10 % Tetrafluormethan, 4 % Methan) liegen für das

- St-Fahrzeug bei 1700 kg CO₂-Äqv. (47 % Stahlrecycling, 35 % Aluminiumrecycling, 10 % Glas-, Batterie-, Katalysator- und Reifenverwertung, 6 % Deponie (CO₂-Gutschrift aus Stromerzeugung))
- Al-Fahrzeug bei 2300 kg CO₂-Äqv. (58 % Aluminiumrecycling, 29 % Stahlrecycling, 7 % Glas-, Batterie-, Katalysator- und Reifenverwertung, 4 % Deponie (CO₂-Gutschrift aus Stromerzeugung))
- Al-KS-Fahrzeug bei ca. 2500 kg CO₂-Äqv. (75 % Aluminiumrecycling, 10 % Stahlrecycling, 6 % Glas-, Batterie-, Katalysator- und Reifenverwertung, 7 % Deponie (CO₂-Gutschrift aus Stromerzeugung))

Ganz anders stellt sich die GWP_{100} -Bilanz in **Szenario 2** dar: für das St- und das Al-Fahrzeug halbiert sich das **GWP_{100} für die Recyclingphase**, da 170 kg weniger Kunststoffe deponiert werden. Für das Al-KS-Fahrzeug beträgt das GWP sogar nur noch ca. 1/3 verglichen mit Szenario 1 – es werden zur Quotenerreichung 375 kg Kunststoffe demontiert, wodurch die Deponie entlastet wird und weniger CH_4 freigesetzt wird. Die **Gutschriften** erhöhen sich infolge der eingesparten Emissionen durch die Kunststoffrecyclingprozesse (+260 kg CO_2 -Äqv.), wogegen die geringeren Deponie-Gutschriften durch den geringeren Kunststoffanteil in der zu deponierenden SLF leicht sinken (65 kg CO_2 -Äqv.). Netto liegen die Gutschriften in Szenario 2 daher ca. 200 kg CO_2 -Äqv. über denen in Szenario 1.

In **Szenario 3** betragen die **Emissionen aus den Recyclingprozessen** im Vergleich mit Szenario 1 nur noch ca. 20 % für das St- und das AL-Fahrzeug und nur noch ca. 10 % für das Al-KS-Fahrzeug, da die Shredderleichtfraktion in Szenario 3 nicht mehr deponiert, sondern zu je 50 % stofflich bzw. energetisch verwertet wird (vgl. Abbildung 7-19).

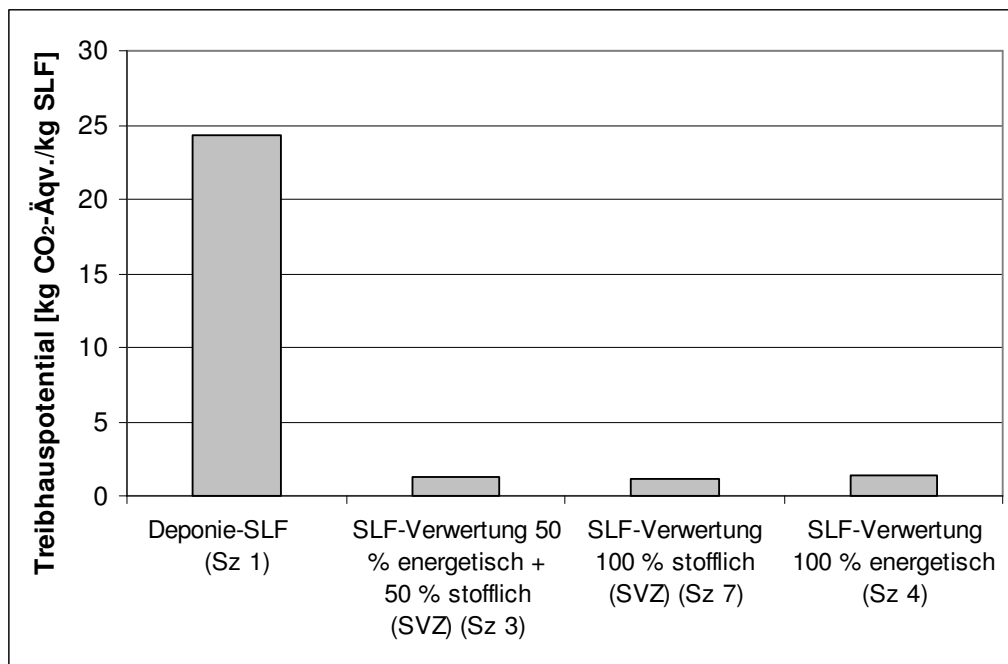


Abbildung 7-19: Treibhauspotential (GWP_{100}) SLF im Vergleich Deponie und SLF-Verwertung stofflich und energetisch (jeweils 100 % bzw. 50:50 % stofflich/energetisch)

Die **Gutschriften** aus den Verwertungsprozessen der SLF unterscheiden sich nicht in diesen Dimensionen – bei der Deponierung beträgt die Gutschrift pro kg SLF ca. die Hälfte verglichen mit einer Verwertung 50:5 stofflich/energetisch (vgl. Abbildung 7-20).

Um die Verwertungsquote zu erreichen, müssen bei der Al-KS-Fahrzeugvariante zusätzlich 97 kg Kunststoffe demontiert werden. Variiert man die Al-KS-Fahrzeugvariante in Szenario 3 so, dass keine Kunststoffe demontiert werden (Verwertungsquote wird dann nicht erreicht!), zeigt sich deutlich, dass das Szenario ohne Kunststoffdemontage schlechter abschneidet als das Szenario 3 mit Kunststoffdemontage. Zum einen erhöhen sich die Gutschriften infolge der

Kunststoffdemontage und zum anderen sind die GWP_{100} -Belastungen aus den Recyclingprozessen nicht signifikant höher als ohne Kunststoffrecycling.

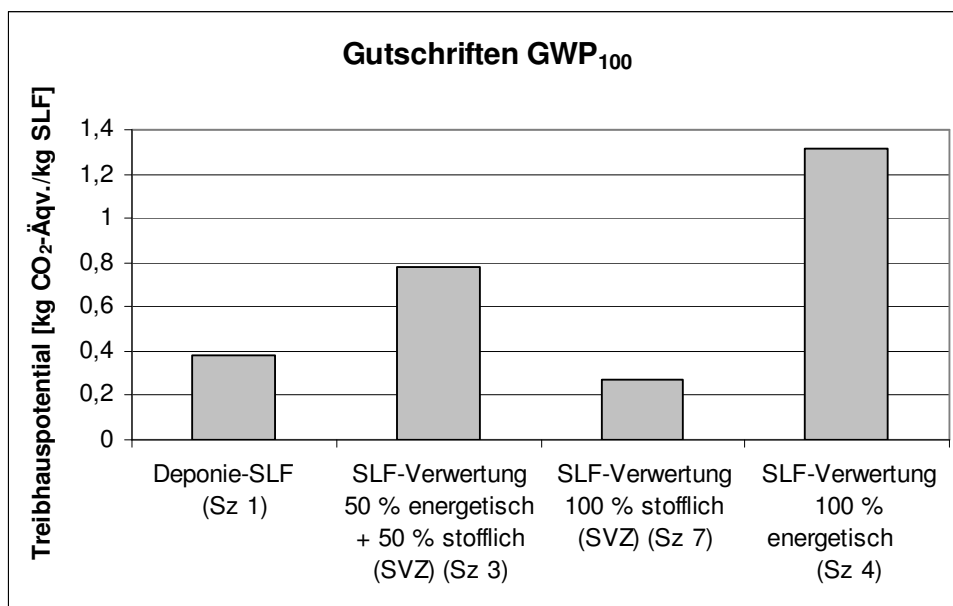


Abbildung 7-20: Gutschriften Treibhauspotential (GWP_{100}) SLF im Vergleich Deponie und SLF-Verwertung stofflich und energetisch (jeweils 100 % bzw. 50:50 % stofflich/energetisch)

Fazit Szenarien 1-3:

Positiv auf das GWP wirkt sich zum einen die Reduzierung der zu deponierenden Kunststoffe aus und/oder zum anderen eine stoffliche bzw. energetische Verwertung der Shredderleichtfraktion. Im direkten Vergleich zwischen Kunststoffdemontage und Verbleib in der SLF mit stofflich/energetischer Verwertung schneidet ersteres im GWP_{100} besser ab.

Ein Vergleich von **Szenario 4** mit Szenario 3 ergibt folgendes: Die **Emissionen aus den Recyclingprozessen** sind vergleichbar in der Höhe, nur die **Gutschriften** sind in Szenario 4 etwas höher, so dass die GWP_{100} -Bilanz für Szenario 4 insgesamt geringfügig besser ausfällt. In Szenario 4 werden im Vergleich zu Szenario 3 (Pflichtdemontage) 31 kg Kunststoffe demontiert und werkstofflich verwertet. Das aus den Kunststoff-Verwertungsprozessen resultierende GWP_{100} ist mit 15 kg CO₂-Äqv. vernachlässigbar gering, (wirkt sich kaum auf das Gesamt- GWP_{100} aus). In dieser Größenordnung (ca. 15 kg CO₂-Äqv.) bewegt sich auch der Unterschied im GWP_{100} zwischen einer 100 % thermischen Verwertung der SLF im Zementwerk und einer Verwertung 50:50 thermisch und stofflich (SVZ), so dass das GWP_{100} aus den Recyclingprozessen in Szenario 3 und 4, wie oben erwähnt, fast identisch ist. Die in Szenario 4 höheren Gutschriften von ca. 130 kg CO₂ setzen sich wie folgt zusammen: 29 kg CO₂ durch Kunststoffrecycling und 97 kg CO₂ durch 100 % SLF-Verwertung im Zementwerk.

Fazit Szenario 4:

Für das $GWP_{100\text{Recycling}}$ besteht keine signifikante Differenz, ob die SLF zu 100 % im Zementwerk verwertet wird oder 50:50 Zementwerk und SVZ. Dagegen ist es für die Gutschriften nicht unwesentlich, ob die SLF zu 100 % stofflich oder 50:50 stofflich/energetisch verwertet wird, da die Gutschriften bei der energetischen Verwertung höher sind als bei der stofflichen Verwertung.

Szenario 5 ist für das GWP_{100} aller drei Fahrzeugvarianten das ungünstigste Szenario, da in diesem Szenario keine Demontage erfolgt und demzufolge die gesamte aus der Restkarosse fraktionierte Shredderleichtfraktion deponiert wird. Außerdem wird in Szenario 5 von keinem der drei Fahrzeugvarianten die geforderte Verwertungsquote erreicht. In den Szenarien 5a und 5b reduziert sich infolge der stofflichen bzw. energetischen SLF-Verwertung das GWP_{100} signifikant, wie bereits in den Szenarien 3 und 4 erläutert. Vergleicht man daher die Szenarien 5a und 3¹⁰⁴ bzw. das Szenario 5b und Szenario 4¹⁰⁵ zeigt sich für das GWP_{100} ein fast gleiches Bild. Für die Auswertung des Szenarios im Sinne eines Vergleiches mit den anderen Szenarien muss jedoch berücksichtigt werden, dass in Szenario 5a die stoffliche Verwertungsquote von der Al-KS-Fahrzeugvariante nicht einmal annähernd erreicht wird und in Szenario 5b von keiner der drei Fahrzeugvarianten, während die Szenarien 2 bis 4 alle unter der Voraussetzung der Erfüllung der Verwertungsquote berechnet sind.

Fazit Szenario 5:

Für das GWP_{100} bringt die Demontage keine Verbesserung der Bilanz. Wird die SLF gleichzeitig stofflich oder energetisch verwertet, ist das der entscheidende Faktor für eine Reduzierung des GWP_{100} .

Szenario 6 ist vergleichbar mit Szenario 4¹⁰⁶ oder mit Szenario 1 (beide Pflichtdemontage). Die Bilanz für das GWP_{100} ist für das St- und das Al-Fahrzeug nahezu identisch mit der in Szenario 4, die Al-KS-Fahrzeugvariante schneidet etwas schlechter ab als in Szenario 4 (vgl. Abbildung 7-18). Im Fall der Al-KS-Fahrzeugvariante wirkt sich die Kunststoffdemontage in Szenario 4 positiv auf die Höhe der Gutschriften aus. Zwar ist einerseits in Szenario 6 die Gutschrift für die SLF-Verwertung im Zementwerk höher, da mehr Kunststoffe in der SLF verbleiben, andererseits wird dies von der Gutschrift für die in Szenario 4 stofflich verwerteten Kunststoffe überwogen.

Verglichen mit Szenario 1 ist die Bilanz in Szenario 6 für jede Fahrzeugvariante günstiger, da zum einen die Pflichtdemontage für die GWP_{100} -Bilanz unerheblich ist und zum anderen der Unterschied zwischen Szenario 6 und 1 in der Deponierung der Shredderleichtfraktion (Szenario 1) liegt, was die wesentliche Ursache für das hohe GWP_{100} darstellt.

¹⁰⁴ Szenarien 5a und 3: jeweils 50:50 SLF-Verwertung, aber Szenario 5a ohne Demontage und Szenario 3 mit Pflichtdemontage.

¹⁰⁵ Szenarien 5b und 4: jeweils 100 % stoffliche Verwertung der SLF, aber Szenario 5b ohne Demontage und Szenario 4 mit Pflichtdemontage plus Demontage von 31 kg Kunststoffe

Fazit Szenario 6:

Unter dem Gesichtspunkt GWP_{100} lohnt sich eine Pflichtdemontage oder erweiterte Kunststoffdemontage nicht bzw. nur unwesentlich. Entscheidend für das GWP_{100} ist die Verwertung der SLF, d.h. keine Deponierung! Damit steht man jedoch vor der Frage der Erfüllung der Verwertungsquote, da in Szenario 6 die Recyclingquote bei keinem der drei Fahrzeuge erreicht wird.

In **Szenario 7** liegen die GWP_{100} -Saldo-Werte der drei Fahrzeugvarianten im Rahmen der Saldo-Werte der Szenarien 3, 4, 5a, 5b und 6, wobei in den Szenarien 5a, 5b und 6 die Verwertungsquote nicht erreicht wird.

Vergleicht man daher Szenario 7 mit Szenario 3 (vergleichbare Randbedingungen aufgrund der Pflichtdemontage), zeigt sich im Gesamtergebnis für das GWP_{100} für die St- und die Al-Fahrzeugvariante kein relevanter Unterschied. Lediglich die Gutschriften fallen in Szenario 3 infolge der energetischen Verwertung der SLF höher aus gegenüber einer stofflichen Verwertung wie in Szenario 7 (wie bereits bei Szenario 4 diskutiert). Für das Gesamtbilanzergebnis des GWP_{100} ist es hier jedoch unerheblich, ob die SLF zu 100 % stofflich oder 50:50 % stofflich und energetisch verwertet wird.

In der Al-KS-Fahrzeugvariante gibt das Szenario 7 eine gute Möglichkeit des Vergleiches von der SLF-Verwertung zu 100 % stofflich ohne Kunststoffdemontage (Szenario 7) mit einer Kunststoffdemontage und SLF-Verwertung 50:50 stofflich/energetisch:

Infolge der Kunststoffdemontage fallen die GWP_{100} -Gutschriften bei der Al-KS-Fahrzeugvariante höher aus. Die Belastungen des GWP_{100} aus Recyclingprozessen steigen dem gegenüber nur unwesentlich gegenüber Szenario 7. Außerdem sind die Gutschriften bei einer 100 % stofflichen Verwertung geringer als bei der energetischen Verwertung. Aufgrund des höheren SLF-Anteils in der Al-KS-Fahrzeugvariante wirken sich die bei der energetischen Verwertung höheren Gutschriften stärker aus.

Fazit Szenario 7:

Für das GWP_{100} aus den Recyclingprozessen ist es unerheblich, ob die SLF zu 100 % stofflich (SVZ) verwertet wird oder 50:50 Zementwerk /SVZ. Dagegen sind die Gutschriften bei einer energetischen SLF-Verwertung höher als bei einer stofflichen SLF-Verwertung. Die Kunststoffdemontage bringt höhere Gutschriften und lohnt sich demnach gegenüber dem Verbleib und der Verwertung mit der SLF.

Zusammenfassung der Szenarien:

Vergleichbar den Ergebnissen der Primärenergie wird die Gesamtbilanz aus Herstellungsphase, Recyclingphase und Recyclinggutschriften durch den Energieverbrauch der Herstellung bestimmt.

In einer Gesamtschau der Bilanzen des Treibhauspotentials lassen sich die *Szenarien* wie folgt einordnen.

- Die Szenarien 1, 2 und 5 erreichen aufgrund der Deponierung der Shredderleichtfraktion die höchsten GWP₁₀₀-Belastungen. => Die Deponierung sollte so weit wie möglich vermieden werden.
- Die Unterschiede zwischen den übrigen Szenarien liegen im Bereich zwischen 0 und 1 %.

Stellt man die Ergebnisse der Bilanz des GWP₁₀₀ in Kontext zur Erfüllung der Verwertungsquote, so „filtern“ sich die Szenarien 3, 4, 5a (St- und Al-Fahrzeug) sowie Szenario 7 heraus (Verwertungsquote wird nicht erfüllt bei den Szenarien 1, 5, 5a (Al-KS-Fahrzeug), 5b und 6). Am besten schneidet unter diesen für alle drei Fahrzeugvarianten das Szenario 4 ab.

Vergleich der Fahrzeuge:

Im Vergleich der Fahrzeuge hat die Al-KS-Fahrzeugvariante in allen Szenarien das höchste GWP₁₀₀. Dies resultiert aus dem hohen Aluminium- und Kunststoffanteil, wobei die Herstellung von Aluminium den maximalen Anteil hat. Die Differenz zwischen den ersten beiden Fahrzeugvarianten und dem Al-KS-Fahrzeug ist in den Szenarien 1 und 5 am höchsten. Auch in diesem Fall ist der hohe Kunststoffanteil des Al-KS-Fahrzeugs verantwortlich, der in den genannten Szenarien zu 100 % deponiert wird und damit für die Emission der Treibhausgase CO₂ (19 %) und CH₄ (81 %) (Methan aus Prozess „Deponie SLF“) verantwortlich ist. Das Methan, das als Deponiegas zur Stromerzeugung genutzt wird, führt zu einer Gutschrift an CO₂ aus der Stromerzeugung. Dieses CO₂ hat an der gesamten Gutschrift nur einen Anteil von 7 %. Anders ausgedrückt ist es für das Treibhauspotential ziemlich unerheblich, ob da relativ wenig CH₄ zur Stromerzeugung genutzt werden kann oder nicht – entscheidend und von viel größerem Gewicht ist die Emission des nicht nutzbaren CH₄ in die Luft (76 % der Methan-Emissionen sind nicht nutzbare Emissionen in die Luft). Aus dieser Sicht ist es auf jeden Fall zu befürworten, den Anteil an abbaubaren Corg, sprich Kunststoffe, auf der Deponie so gering wie möglich zu halten indem man demontiert und werkstofflich verwertet. Diese Tatsachen spiegeln sich im Wesentlichen in allen Szenarien bei allen drei Fahrzeugvarianten wider. Am Beispiel von Szenario 1 wird dies in Abbildung 7-21 belegt. Gegenteilig hatte sich der Sachverhalt für die Primärenergie dargestellt.

7.2.2 Versauerungspotential (AP)

Ein deutlich homogeneres Bild bei der Gegenüberstellung der Fahrzeuge und Szenarien im Vergleich mit dem GWP₁₀₀ zeigt sich für das Versauerungspotential (vgl. Abbildung 7-22). Die Werte stellen wie im vorangegangenen Teilkapitel 7.2.1 Saldowerte des gesamten Lebenszyklus dar.

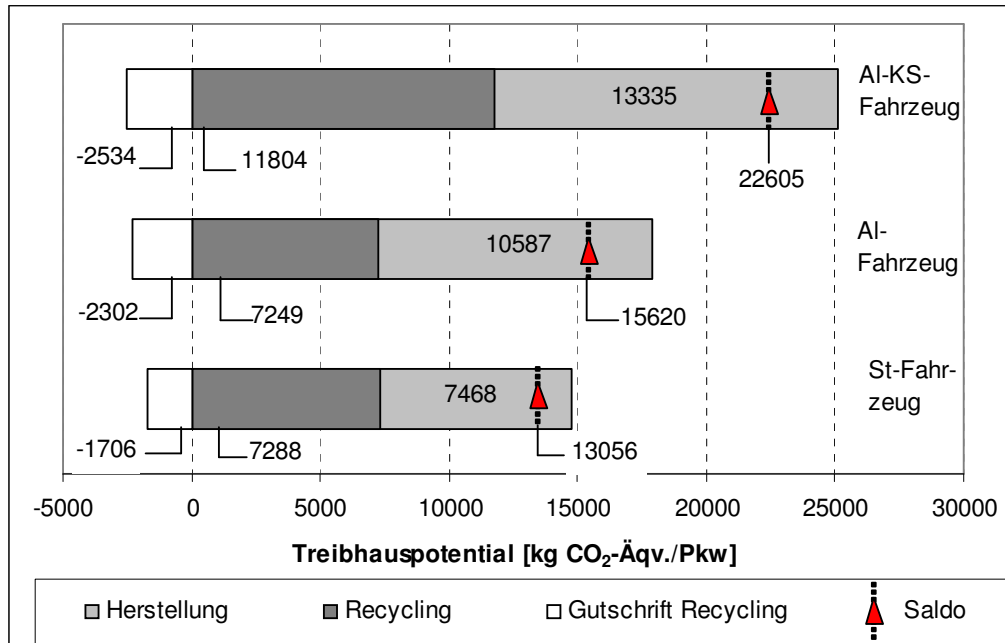


Abbildung 7-21: Vergleich des GWP_{100} für die Herstellungs- und Recyclingprozesse sowie Gutschriften, Szenario 1

Herstellungsphase (vgl. Abbildung 7-23):

Den Hauptanteil an den Emissionen der Herstellungsphase haben mit durchschnittlich 67 % Emissionen von Schwefeldioxid sowie Stickoxidemissionen mit ca. 31 % aus der Herstellung der Materialien Aluminium, Stahl, Kupfer und Kunststoffe. Wie die nachfolgend aufgeführten Werte belegen, führt der Ersatz von Stahl durch Aluminium bzw. Kunststoffe zu höheren Emissionen von SO_2 und Stickoxiden.

Das AP der Herstellungsphase beträgt für das

- Basisfahrzeug 28,5 kg SO_2 -Äqv./Pkw (30 % Herstellung Stahl, 27 % Herstellung Al, 16 % Herstellung Kupfer, 13 % Herstellung Elektronik, 7 % Herstellung Kunststoffe, 7 % sonstige (Lackierung, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))
- Al-Fahrzeug 38,3 kg SO_2 -Äqv./Pkw (45 % Herstellung Al, 19 % Herstellung Stahl, 17 % Kupfer, 9 % Elektronik, 5 % Herstellung Kunststoffe, 5 % sonstige (Lackierung, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))
- Al-KS-Fahrzeug 44,3 kg SO_2 -Äqv./Pkw (56 % Herstellung Al, 16 % Kupfer, 10 % Herstellung Kunststoffe, 8 % Elektronik, 7 % Herstellung Stahl, 3 % sonstige (Lackierung, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))

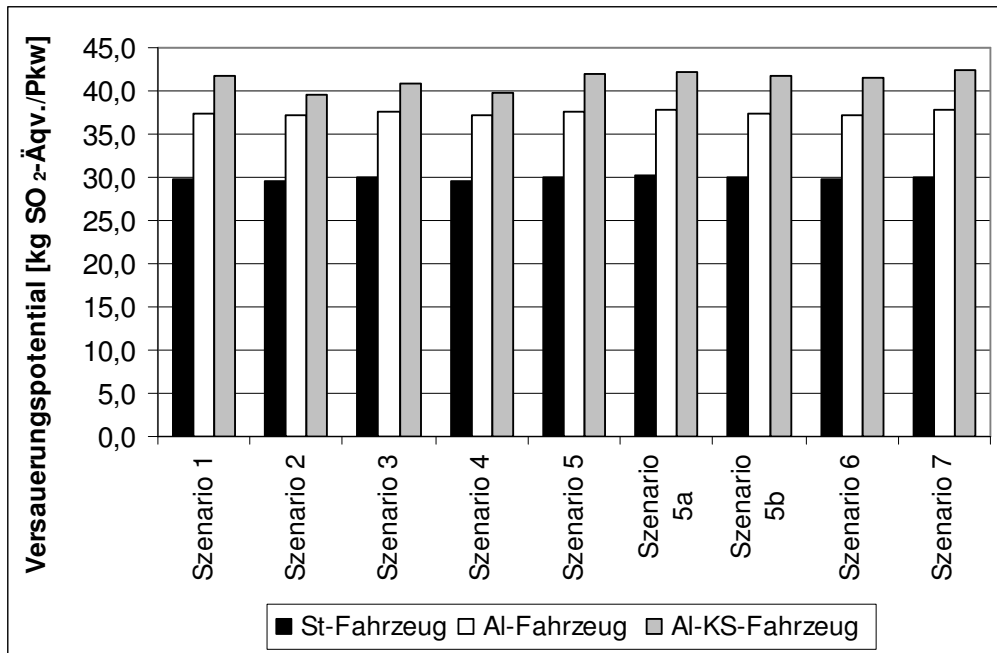


Abbildung 7-22: Versauerungspotential (AP) über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7

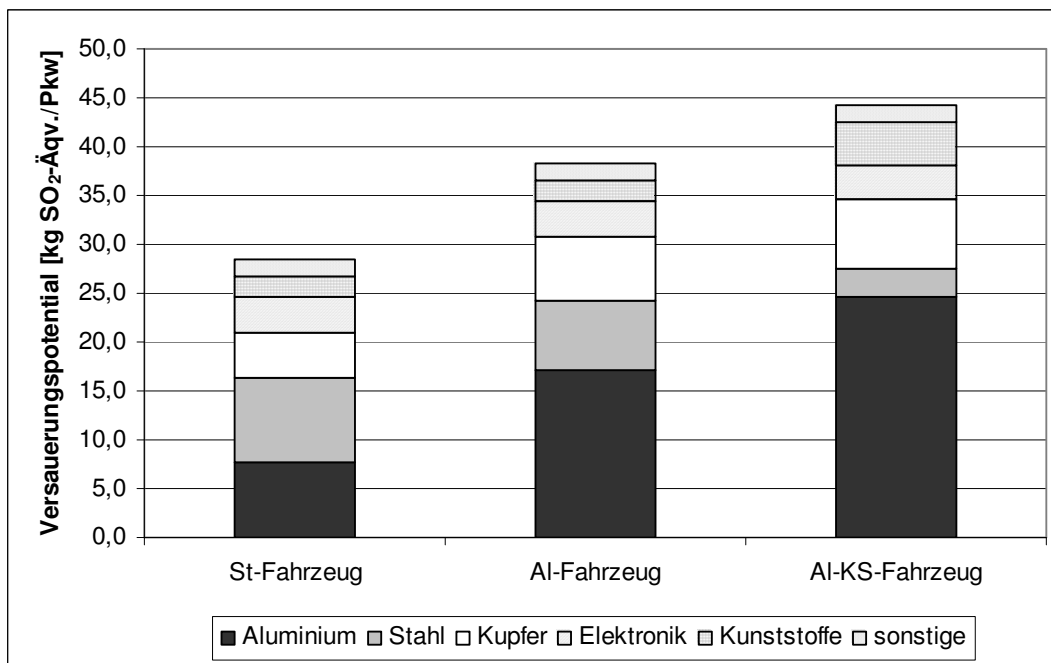


Abbildung 7-23: Versauerungspotential (AP) der Herstellungsphase für die drei Fahrzeugvarianten.

Recyclingphase inklusive Gutschriften :

Das Versauerungspotential aus den Recyclingprozessen ist in den Szenarien hauptsächlich durch Stickoxide mit durchschnittlich 80 % und Schwefeldioxid mit durchschnittlich 20 % bedingt. Die Emissions-Gutschriften setzen sich prozentual vergleichbar den Emissionen der Herstellungsphase zusammen, da es sich um Materialgutschriften für recyceltes Aluminium, Stahl, Kupfer und Kunststoffe handelt: ca. 72 % sind Gutschriften für SO₂ und ca. 26 % für Stickoxide.

Die Stickoxidbelastungen stammen in allen Szenarien und Fahrzeugvarianten zu fast 90 % aus der Zündung der Pyrotechnik. Dieser Prozess verursacht somit nahezu 70 % der Emissionen des Versauerungspotentials. Eine weitere Emissionsquelle für Stickoxide ist der Elektrostahlwerksprozess mit ca. 9 % der Stickoxidemissionen (7 % der Gesamtemissionen). Das Elektrostahlwerk ist ebenso eine Quelle von SO₂-Emissionen, die ca. 70 % der SO₂-Emissionen aller Prozesse ausmachen bzw. 15 % der Gesamtemissionen des AP. Da diese Prozesse in den Szenarien kaum variabel sind, sind die Schwankungen der Gesamtbilanz zwischen den Szenarien bei der Basisfahrzeugvariante sowie der Al-Fahrzeugvariante vernachlässigbar gering.

Relevante Schwankungen im Gesamt-AP treten nur zwischen den Szenarien der Al-KS-Fahrzeugvariante auf. Die Szenarien 2 und 4 schneiden im Szenarienvergleich bei der Al-KS-Fahrzeugvariante am besten ab. Diese Schwankungen basieren im Wesentlichen auf Gutschriften für verwertete Kunststoffe (375 kg in Szenario 2 und 256 kg in Szenario 4). Die Emissionen aus den Recyclingprozessen sind aus den oben bereits erwähnten Ursachen bis auf unwesentliche Differenzen gleich bleibend. Die Gutschriften aus der Shredderleichtfraktionsverwertung sowohl im Zementwerk als auch in der Vergasung sind pro kg ca. um den Faktor 5 geringer als bei einer werkstofflichen Verwertung der Kunststoffe – daher die Konstanz auch der Szenarien mit roh- bzw. stofflicher SLF-Verwertung gegenüber SLF-Deponierung.

Im Vergleich der drei Fahrzeugvarianten fallen die Gutschriften aufgrund des höheren Al-Anteils beim Al-KS-Fahrzeug am höchsten aus.

Zusammenfassung:

Bei allen drei Fahrzeugvarianten dominiert in der Gesamtbilanz die Herstellungsphase. Bei der St- und der Al-Fahrzeugvariante beeinflussen weder Emissionen aus den Recyclingprozessen noch Gutschriften für recycelte Materialien die Gesamtbilanz. Nur in der Al-KS-Fahrzeugvariante durch den höheren Aluminium- und Kunststoffanteil hat auch das Recycling Auswirkungen.

Die wesentlichen, das AP verursachenden Recycling-Prozesse sind die Zündung der Pyrotechnik (Stickoxide!) und das Elektrostahlwerk (SO₂- und Stickoxidemissionen).

Einziger Faktor, der die AP-Bilanz positiv beeinflussen kann, ist die Kunststoffverwertung infolge der Gutschriften. Allerdings unter der Prämisse sehr hoher Kunststoffmengen, die eher unrealistisch sind.

7.2.3 Eutrophierungspotential (EP)

Abbildung 7-24 zeigt für alle drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7 die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie Eutrophierungspotential (EP). Die Werte stellen wie in den Teilkapiteln 7.2.1 und 7.2.2 Saldowerte des gesamten Lebenszyklus dar.

Das aus den Recyclingprozessen resultierende Eutrophierungspotential wird in den Szenarien hauptsächlich durch Stickoxide (durchschnittlich 73 %) und durch Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) (durchschnittlich 26 %) verursacht, wenig durch Nitrat (durchschnittlich 1 %). Jede der drei Emissionen wird auch als Gutschrift bei Recyclingprozessen vergeben.

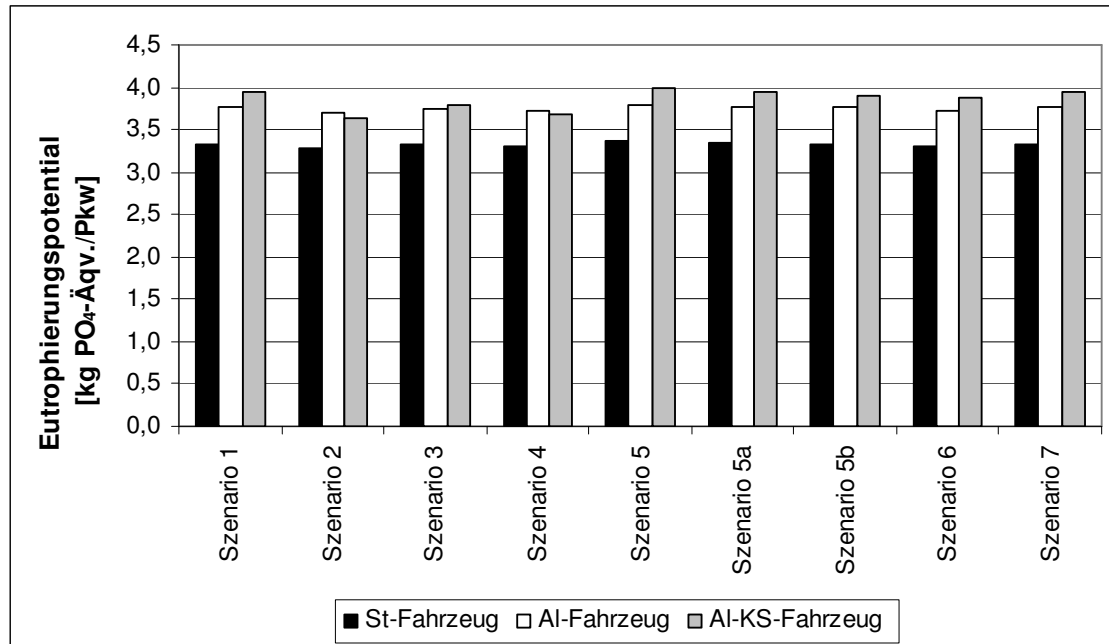


Abbildung 7-24: Eutrophierungspotential (EP) über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7.

Herstellungsphase (vgl. Abbildung 7-25):

Das EP der Herstellungsphase beträgt für das

- Basisfahrzeug 1,87 kg Phosphat-Äqv./Pkw (38 % Herstellung Stahl, 35 % Herstellung Al, 13 % Herstellung Kunststoffe, 14 % sonstige (Elektronik, Lackierung, Kupfer, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))
- Al-Fahrzeug 2,55 kg Phosphat-Äqv./Pkw (57 % Herstellung Al, 23 % Herstellung Stahl, 9 % Herstellung Kunststoffe, 11 % sonstige (Elektronik, Lackierung, Kupfer, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))
- Al-KS-Fahrzeug 3,1 kg Phosphat-Äqv./Pkw (68 % Herstellung Al, 8 % Herstellung Stahl, 16 % Herstellung Kunststoffe, 8 % sonstige (Elektronik, Lackierung, Kupfer, Blei, Reifen, Glas, Betriebsflüssigkeiten))

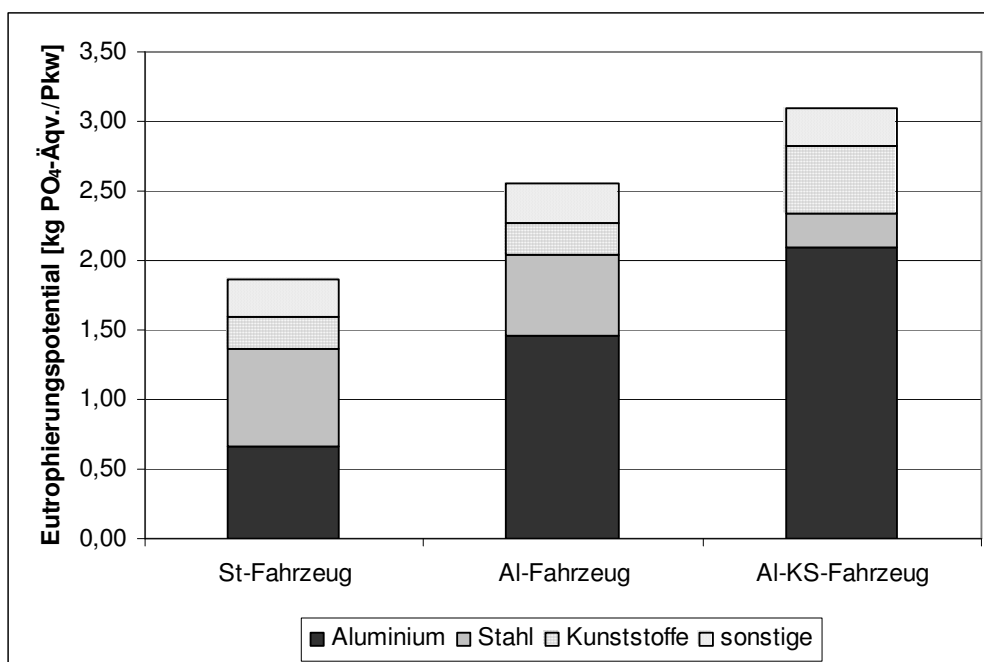


Abbildung 7-25: Eutrophierungspotential (EP) der Herstellungsphase für die drei Fahrzeugvarianten.

Den Hauptanteil an den Emissionen der Herstellungsphase haben mit durchschnittlich 84 % die Stickoxide aus der Herstellung von Aluminium, Stahl und Kunststoffen. Es lässt sich dabei wie bereits beim GWP_{100} und beim Versauerungspotential feststellen, dass die Substitution von Stahl durch Aluminium bzw. Kunststoffe ein höheres EP generiert. Des Weiteren sind für die Bildung des EP zu ca. 12 % CSB und ca. 2 % Nitrat-Emissionen (in Wasser) verantwortlich.

Recyclingphase inklusive Gutschriften :

Schwankungen in den EP-Saldo-Werten sind nur bei der Al-KS-Fahrzeugvariante zu verzeichnen. In den Szenarien 2, 3 und 4 reduziert sich das Gesamt-EP infolge von Gutschriften aus der Kunststoffdemontage. Der überwiegende Teil der Gutschriften (60 %) stammt aus dem Aluminiumrecycling. Der hohe Anteil an verwerteten Kunststoffen führt für die Al-KS-Fahrzeugvariante in Szenario 4 im Vergleich mit der Al-Fahrzeugvariante zu einem günstigeren EP. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass dies mit der Demontage von 256 kg Kunststoffen verbunden ist (bei der Al-Fahrzeugvariante nur 37 kg)!

Für die Bildung des gesamten $EP_{\text{Recycling}}$ sind durchschnittlich zu 73 % die Stickoxide verantwortlich, die ihrerseits wiederum zu 86 % aus der Zündung der Pyrotechnik stammen (Durchschnitt aller Szenarien und Fahrzeuge, Schwankung zwischen 84 % und 89 %, vgl. auch Kapitel 7.2.2).

Der CSB, mit einem durchschnittlichen Anteil von 26 % am gesamten $EP_{\text{Recycling}}$, stammt im Durchschnitt der Fahrzeuge und Szenarien zu ca. 93 % aus der Rohstahlherstellung im Elektrostahlwerk. Der restliche Anteil ist jeweils auf die Reifenverwertung zurückzuführen

(bei deren angenommener statistischer Verteilung). Die CSB-Werte der AL-KS-Fahrzeugvariante spiegeln deutlich den geringeren Stahlanteil wider – gegenüber ca. 0,6 kg Phosphatäqv./Pkw aus CSB bei den ersten beiden Fahrzeugvarianten beträgt der CSB-Wert hier nur 0,2 kg Phosphatäqv./Pkw.

Das Nitrat mit einem durchschnittlichen Anteil von 1 % am $EP_{\text{Recycling}}$ bzw. 0,015 kg/Pkw ist eine Emission im Sickerwasser der Deponie im Falle der SLF-Deponierung.

Die Gutschriften sind zu ca. 90 % Stickoxide aus den Prozessen des Stahl- und Aluminiumrecyclings (45 % aus Stahl bzw. 36 % aus Aluminium). Die Gutschriften an CSB bzw. Nitrat sind vernachlässigbar gering und ohne jeden Einfluss auf die Ergebnisse der Bilanz.

Zusammenfassung:

Insgesamt zeigt sich beim EP ein homogeneres Bild im Vergleich der Szenarien als beim GWP_{100} . Ursache ist, dass die für die Emissionen relevanten Prozesse weder zwischen den Fahrzeugvarianten noch zwischen den Szenarien stark variieren (insbesondere die Stickoxide aus der Zündung der Pyrotechnik) bzw. der CSB-Wert aus dem Stahlrecycling so gering ist, dass die Varianz zwischen den Fahrzeugen nicht ins Gewicht fällt.

Der das $EP_{\text{Recycling}}$ bestimmende Prozess ist die Zündung der Pyrotechnik mit den dabei entstehenden Stickoxiden.

Das gesamte EP spiegelt daher im Wesentlichen mit der Herstellungsphase den unterschiedlichen Anteil der Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoffe wider – je höher der Anteil an Aluminium und Kunststoffe, desto höher das EP.

Merkliche Schwankungen zwischen den Szenarien treten bei einem hohen Anteil von Kunststoffen im Fahrzeug wie in der AL-KS-Fahrzeugvariante auf. In diesem Fall ist die werkstoffliche Kunststoff-Verwertung in Folge der Gutschriften aus diesen Prozessen von deutlichem Vorteil für die EP-Bilanz.

7.2.4 Ozonabbaupotential (ODP)

Abbildung 7-26 zeigt die Saldowerte für alle drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7 für die Kategorie des Ozonabbaupotentials (ODP).

Herstellungsphase:

Das ODP der Herstellungsphase beträgt für das

- *Basisfahrzeug* $6,56 \cdot 10^{-4}$ kg R11-Äqv./Pkw (66 % Al, 8 % Kunststoffe, 6 % Stahl, 6 % Betriebsflüssigkeiten, 5 % Lackierung, 9 % sonstige (Elektronik, Kupfer, Reifen))
- *Al-Fahrzeug* $1,18 \cdot 10^{-3}$ kg R11-Äqv./Pkw (81 % Al, 5 % Kunststoffe, 3 % Stahl, 3 % Betriebsflüssigkeiten, 3 % Lackierung, 5 % sonstige (Elektronik, Kupfer, Reifen))
- *Al-KS-Fahrzeug* $1,65 \cdot 10^{-3}$ kg R11-Äqv./Pkw (84 % Al, 7 % Kunststoffe, 1 % Stahl, 3 % Betriebsflüssigkeiten, 2 % Lackierung, 3 % sonstige (Elektronik, Kupfer, Reifen))

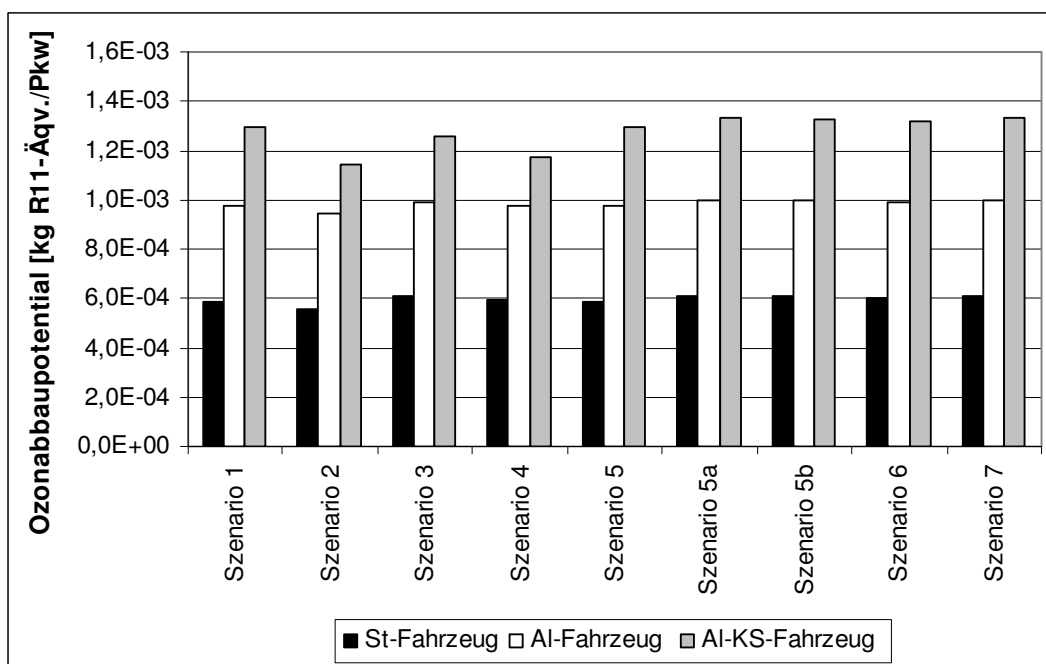


Abbildung 7-26: Ozonabbaupotential (ODP) über die Gesamtfahrzeugbilanz für die drei Fahrzeugvarianten in den Szenarien 1-7. (Saldowerte = Recycling+Herstellung-Gutschrift)

Für die Bildung des ODP in der Herstellungsphase sind im Durchschnitt der drei Fahrzeugvarianten die folgenden Gase verantwortlich:

- Halon (1301) mit 47 %,
- R11 (Trichlorfluormethan) mit 22 %,
- R114 (Dichlortetrafluorethan) mit 23 %,
- R12 (Dichlordifluormethan) mit 5 %
- und R13 (Chlortrifluormethan) mit 3 % der gesamten ODP-Emissionen.

Die das ODP verursachenden Halon-Emissionen stammen generell aus der Vorkette der Erdölförderung und sind in diesem Zusammenhang zum größten Teil der Aluminiumherstellung zuzuordnen. Je nach Anteil von Aluminium bei den Fahrzeugen erhöht sich für die Al- und die Al-KS-Fahrzeugvariante der Anteil an den Gesamt-ODP-Emissionen (35 % beim St-Fahrzeug, 43 % bei der Al-Fahrzeugvariante und 44 % bei der Al-KS-Fahrzeugvariante). Gleichmaßen sind die Emissionen von R11 und R114 der Aluminiumherstellung (jeweils über 50 % der Emission) sowie in geringerem Maße der Stahl- und Kunststoffherstellung zuzuweisen.

Recyclingphase inklusive Gutschriften :

Die Emissionen der Recyclingprozesse setzen sich im Durchschnitt der drei Fahrzeugvarianten wie folgt zusammen:

R114 (37 %), R11 (36 %), Halon (15 %), R12 (7 %) und R13 (5 %).

Ca. 70 % der R114, R11, R12 und R13-Emissionen und 43 % der Halon-Emissionen des St-Fahrzeuges stammen in allen Szenarien aus dem Elektrostahlwerksprozess. Aufgrund des geringeren Stahlanteils bei der Al- und der Al-KS-Fahrzeugvariante reduziert sich dieser Anteil auf 37 % (Al-Fahrzeug) bzw. 15 % (Al-KS-Fahrzeug) der Halon-Emissionen sowie 65 % bzw. 42 % der R11, R114, R12 und R13-Emissionen.

Am Beispiel von Szenario 1 seien für die drei Fahrzeugvarianten die weiteren Emissionsquellen für die ODP-Emissionen genannt.

St-Fahrzeug, R11, R114, R12 und R13-Emissionen:

74 % Elektrostahlwerk, 13 % Strom für Shredder, 3 % Aluminiumrecycling, 3 % Kupferrecycling, 7 % sonstige (Verwertung Katalysator, Reifen, Betriebsflüssigkeiten, Batterie, Glas, Transporte)

Halon-Emissionen:

45 % Elektrostahlwerk, 27 % Benzinverbrauch beim Transport des zu verwertenden Pkw zum Altfahrzeugverwerter, 4 % Aluminiumrecycling, 5 % Zinkrecycling, 7 % SLF Deponie, 12 % sonstige (Verwertung Katalysator, Reifen, Betriebsflüssigkeiten, Batterie, Glas, Transporte)

Al-Fahrzeug, R11, R114, R12 und R13-Emissionen:

- 67 % Elektrostahlwerk, 14 % der Strom für Shredder, 6 % Aluminiumrecycling, 3 % Kupferrecycling, 10 % sonstige (Verwertung Katalysator, Reifen, Betriebsflüssigkeiten, Batterie, Glas, Transporte)

Halon-Emissionen:

- 37 % Elektrostahlwerk, 27 % Benzinverbrauch beim Transport des zu verwertenden Pkw zum Altfahrzeugverwerter, 10 % Aluminiumrecycling, 5 % Zinkrecycling, 8 % SLF Deponie, 13 % sonstige (Verwertung Katalysator, Reifen, Betriebsflüssigkeiten, Batterie, Glas, Transporte)

Al-KS-Fahrzeug, R11, R114, R12 und R13-Emissionen:

- 42 % Elektrostahlwerk, 15 % Aluminiumrecycling, 21 % Strom für Shredder, 6 % Kupferrecycling, 16 % sonstige (Verwertung Katalysator, Reifen, Betriebsflüssigkeiten, Batterie, Glas, Ferrosilizium in Schwimm-Sinkprozess, Transporte)

Halon-Emissionen:

- 29 % der Halon-Emissionen aus Benzinverbrauch beim Transport des zu verwertenden Pkw zum Altfahrzeugverwerter, 16 % aus Al-Recycling, 6 % aus Zinkrecycling, 17 % Elektrostahl, 15 % SLF Deponie, 17 % sonstige (Verwertung Katalysator, Reifen, Betriebsflüssigkeiten, Batterie, Glas, Schwimm-Sinkprozess, Transporte)

Im Vergleich von Szenario 1 mit allen anderen Szenarien der Fahrzeugvarianten zeigt sich nur in den Szenarien mit einem hohen Anteil von Kunststoffdemontage eine bessere Bilanz aufgrund der Gutschriften aus der Kunststoffverwertung (Szenario 2 bei St-Fahrzeug und Al-Fahrzeugvariante sowie Szenarien 2 und 4 bei der Al-KS-Fahrzeugvariante). Die Differenz ist bei der Al-KS-Fahrzeugvariante in Szenario 2 am größten, da hier am meisten Kunststoffe demontiert und verwertet werden. Dieses Szenario ist auch das einzige, in welchem die Emissionen aus den Kunststoffverwertungsverfahren aufgrund der großen Kunststoffmengen einen Einfluss auf die ODP-Bilanz haben. Die Gutschriften aus der Kunststoffdemontage sind jedoch um einen Faktor 10 höher als die Emissionen aus den Recyclingverfahren.

Die **Gutschriften** in den Szenarien aller drei Fahrzeugvarianten beruhen zu ca. 65 % bis 85 % auf Gutschriften aus dem Aluminiumrecycling sowie entsprechend dem jeweiligen Anteil am Fahrzeug zwischen 15 % und 5 % aus dem Stahlrecycling. Abgesehen sei dabei von den oben genannten Szenarien mit dem hohen Anteil der Kunststoffdemontage. Im erwähnten Szenario 2 der Al-KS-Fahrzeugvariante betragen die Gutschriften aus der Kunststoffdemontage ca. 30 % der gesamten Gutschriften.

Zusammenfassung:

Auch bei der Wirkungskategorie Ozonabbaupotential zeigt sich die Dominanz der Herstellungsphase. Insbesondere die Herstellung des Materials Aluminium (resp. die Energievorkette) ist für die Höhe des ODP verantwortlich.

Die Schwankungen zwischen den Szenarien sind bei allen Fahrzeugvarianten mit maximal - 12 % in Szenario 2 gegenüber Szenario 1 bei der Al-KS-Fahrzeugvariante relativ gering. Diese Schwankungen beruhen im Wesentlichen auf den Gutschriften infolge von demontierten und verwerteten Kunststoffen, deren Menge in Szenario 2 aufgrund der gesetzlichen Vorgabe, die Verwertungsquote von 95 % zu erreichen, mit 375 kg extrem hoch ist.

8 Sensitivitätsanalyse

In der Ausarbeitung und Gegenüberstellung der Szenarien 1-7 sowie der drei Fahrzeugvarianten im Ergebnisteil haben sich die Verwertungsoptionen und –kombinationen sowie die unterschiedlichen Materialzusammensetzungen der Fahrzeuge als wichtige sensitive Modellparameter erwiesen. Im Rahmen einer weiterführenden Sensitivitätsanalyse sollen darüber hinaus folgende Bereiche analysiert werden:

- die Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz sowie verschiedener Materialien hinsichtlich der Gutschrift bei verschiedenen Allokationsverfahren
- die Auswirkung unterschiedlicher Diskontsätze und Pkw-Lebensdauer bei dem Diskontierungs-Verteilungsansatz
- Vergleich der Energiebilanzen bei verschiedenen Verwertungsoptionen für die Materialien Glas und Kunststoffe sowie für die Shredderleichtfraktion
- Sensitivität des Modells bei verschiedenen Energielieferanten

8.1 Einfluss verschiedener Verteilungsmethoden

In der Analyse der verschiedenen Verteilungsansätze hat sich gezeigt, dass hier eine gewisse Bandbreite existiert, die einen Einfluss auf das Bilanzergebnis haben kann. Daher werden in einem ersten Bereich ausgewählte Verteilungsmethoden auf die Gesamtfahrzeugbilanz angewendet und dabei den in Kapitel 3.3 vorgestellten Verteilungsansätzen der Gutschrift der Primärressource sowie dem Diskontierungsansatz gegenübergestellt.

Um die Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz hinsichtlich verschiedener Verteilungsmethoden zu überprüfen, werden mit der Absicht, die Bandbreite der Methoden abzudecken, folgende Ansätze ausgewählt. Zum einen der *Ansatz der ersten Verantwortung*, bei dem davon ausgegangen wird, dass die Umweltlasten der Primärmaterialherstellung sowie der Entsorgung verursachergerecht dem ersten Lebenszyklus angelastet werden, da er ursächlich für dessen Bereitstellung verantwortlich ist [58]. Die Recyclingprozesse werden gemäß diesem Ansatz dem nachfolgenden Lebenszyklus zugerechnet.

Zum zweiten wird der *Ansatz der letzten Verantwortung* in die Sensitivitätsanalyse aufgenommen, gemäß dem die Umweltlasten demjenigen Lebenszyklus angelastet werden, in dem ein Material nicht recycelt, sondern beseitigt wird [70]. Die Recyclingprozesse liegen in diesem Fall innerhalb der Systemgrenzen des untersuchten Produktsystems.

Des Weiteren wird der *Kaskadenansatz*, der mit einem Verteilungsschlüssel von 2 sozusagen als „Kompromiss des Mittelweges“ angesehen werden kann, herangezogen, um den Einfluss verschiedener Verteilungen zu analysieren.

Die drei genannten Ansätze werden den in dieser Arbeit entwickelten Ansätzen der Gutschrift der Primärressource sowie der Diskontierung gegenübergestellt. In den Abbildungen 8-1 bis 8-3 sind die Verteilungsansätze für die drei Fahrzeugvarianten im Basisszenario

(Pflichtdemontage, SLF 100 % Deponie) gegenübergestellt. Die zugrunde liegenden Daten sind in Tabelle 8-1 zusammengefasst. Die dem nachfolgenden Lebenszyklus anzurechnenden Gutschriften für recycelte Materialien sind in dem Wert „Herstellung“ direkt verrechnet. Bei dem als Gutschrift ausgewiesenen Wert handelt es sich um die Gutschrift aus der Deponierung der Shredderleichtfraktion, die sich aus der Nutzung des Deponiegases ergibt sowie dem Kraftstoff.

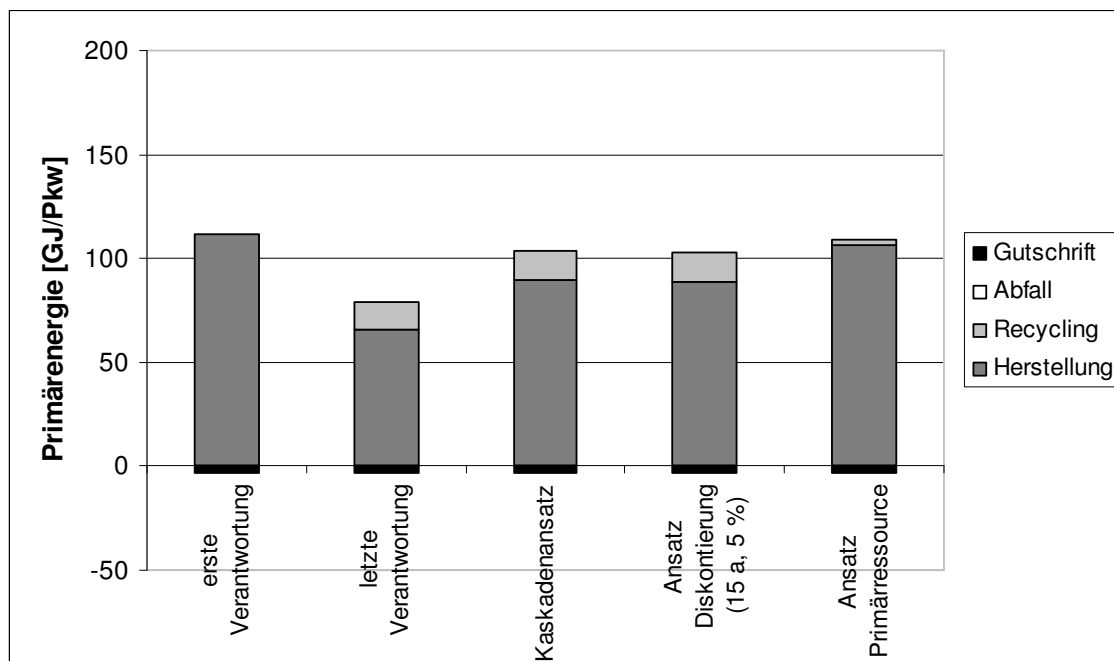


Abbildung 8-1: Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz gegenüber ausgewählten Verteilungsmethoden; St-Fahrzeug im Basisszenario, erster Lebenszyklus (* Gutschrift: SLF auf Deponie, Kraftstoff)

Die höchste Umweltlast in der Gesamtbilanz ergibt sich bei Anwendung des Ansatzes der ersten Verantwortung sowie dem Ansatz der Primärressource, wobei bei ersterem die Recyclingprozesse an den nachfolgenden Produktlebenszyklus weitergegeben werden und bei dem Ansatz der Primärressource nur die Aufbereitungsprozesse bis zum Vorliegen des entsprechenden Schrottes dem ersten Lebenszyklus angelastet werden (3,2 GJ/Pkw, vgl. Tabelle 8-1).

Die geringste Umweltlast wird der Pkw-Gesamtbilanz nach dem Prinzip der letzten Verantwortung zugerechnet. Bei den zur Entsorgung kommenden Materialien handelt es sich im Wesentlichen um die deponierte Shredderleichtfraktion sowie den deponierten Anteil der Reifen. Daraus ergibt sich der dem ersten Lebenszyklus bzw. dem Pkw anzurechnende Wert aus der Primärmaterialherstellung von ca. 66 GJ beim Prinzip der letzten Verantwortung gegenüber einem Wert von 111,8 GJ beim Prinzip der letzten Verantwortung. Hier zeigt sich die Auswirkung unterschiedlicher Verteilungsmethoden auf das Ergebnis der Gesamtfahrzeugbilanz am deutlichsten (vgl. Abbildung 8-1).

Hingegen zeigen sich bei der Anwendung des Kaskadenprinzips im Vergleich zum Diskontierungsansatz über 15 Jahre mit einem Diskontsatz von 5 % vergleichbare Ergebnisse, d.h. eine annähernde 50:50-Aufteilung der Umweltlasten auf den betrachteten Produktlebenszyklus des Pkw sowie den nachfolgenden Lebenszyklus.

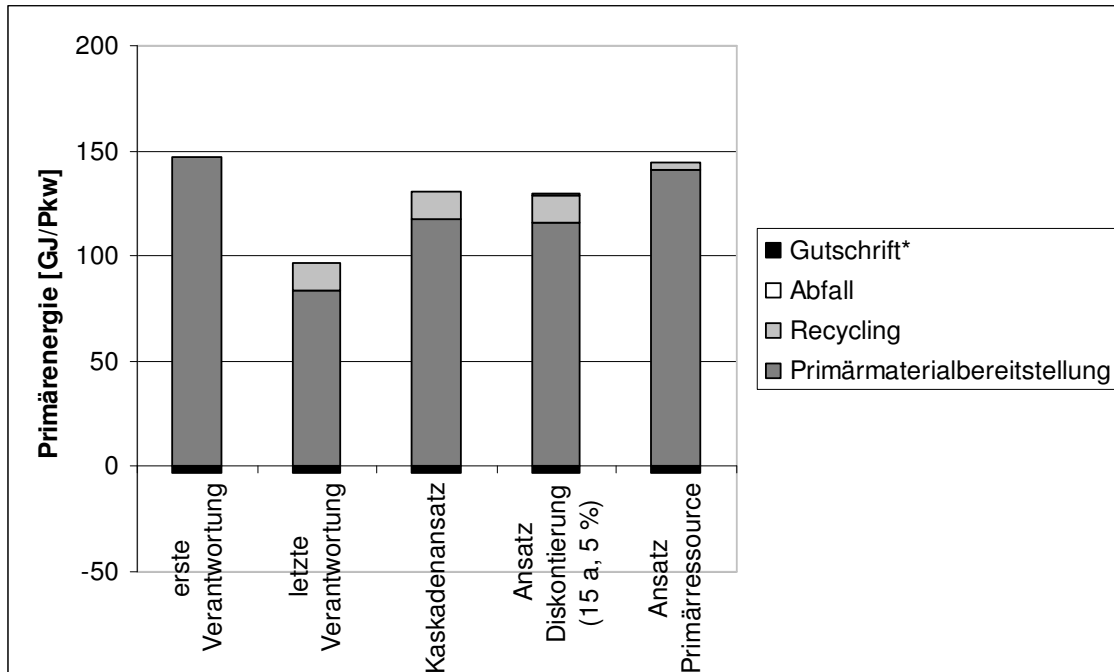


Abbildung 8-2: Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz gegenüber ausgewählten Verteilungsmethoden; Al-Fahrzeug im Basisszenario, erster Lebenszyklus (* Gutschrift: SLF auf Deponie, Kraftstoff)

Für die Gesamtbilanz des Al-Fahrzeuges ergibt sich, abgesehen von der aufgrund der höheren Herstellungsenergie ebenso höheren Gesamtbelastung für den Pkw-Lebenszyklus, folgerichtig ein recht ähnliches Bild bei der Anwendung der verschiedenen Ansätze (vgl. Abbildung 8-2).

Beim Vergleich der Abbildungen 8-1 und 8-3 fällt auf, dass die Differenz zwischen dem Ansatz der Primärressource und den übrigen Ansätzen immer größer wird. Die Gesamtgutschrift für die Primärressourcen bleibt in vergleichbaren Größenordnungen (vgl. Tabelle 8-1). Dies ist dadurch zu erklären, dass alle anderen Verteilungsansätze direkt an die Primärenergie der Herstellung der Materialien gebunden sind, während dies bei dem Ansatz der Primärressource nur indirekt über den Verbrauch an Primärrohstoff der Fall ist. Im Vergleich mit dem St-Fahrzeug wird in den beiden Vergleichsfahrzeugen mehr Aluminium und weniger Stahl verwendet (der höhere Kunststoffanteil hat hier keinen Einfluss, da im Basisszenario keine Kunststoffe verwertet werden und daher keine Gutschrift erhalten). Während sich die Primärenergie der Herstellung bei geändertem Stahl-Aluminium-Mengenverhältnis stark ändert - und demzufolge auch die Gutschriften auf Basis der Verteilungsansätze außer dem der Primärressource - wirkt sich ein höherer Aluminium- gegenüber Stahlanteil nur geringfügig auf die Gutschrift auf Basis der Primärressource aus.

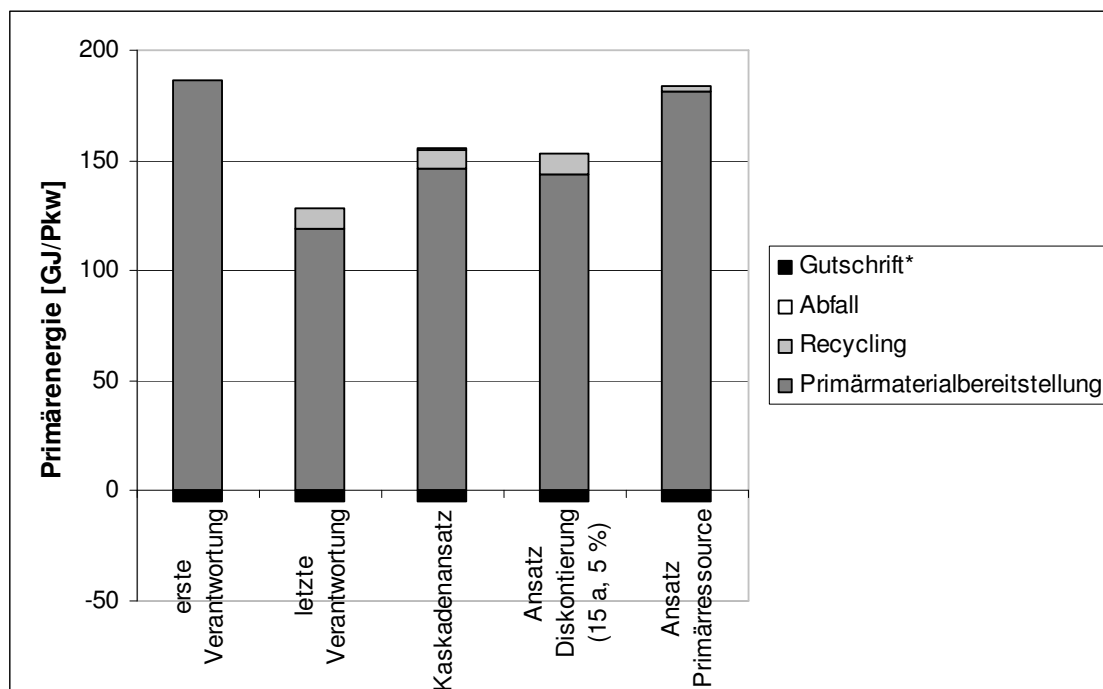


Abbildung 8-3: Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz gegenüber ausgewählten Verteilungsmethoden; Al-KS-Fahrzeug im Basisszenario, erster Lebenszyklus
 (* Gutschrift: SLF auf Deponie, Kraftstoff)

Die Auswirkungen einer geänderten Materialzusammensetzung auf die Gutschriften und damit auf die Gesamtbilanz sind daher bei dem Ansatz der Gutschrift der Primärressource relativ gering.

In Abbildung 8-4 sind die oben für die Auswirkung auf die Gesamtfahrzeugbilanz ausgewählten Verteilungsmethoden auf einzelne im Pkw häufig verwendete Materialien angewendet und dargestellt. Beim Ansatz der letzten Verantwortung spiegelt sich im Prinzip die Höhe der Herstellungsenergie für die Materialien wider. Wird der Kaskadenansatz oder der Ansatz der Diskontierung mit 15 a und 5 % angewendet, entspricht die Höhe der Recycling-Gutschrift in etwa der Hälfte der Herstellungsenergie. Wendet man den Ansatz der Primärressource an, zeigt sich demgegenüber ein nicht so homogenes Bild. Wie bereits in Kapitel 3.3.1 erwähnt, errechnet sich die Gutschrift der Primärressource bei den Metallen und NE-Metallen aus dem Erz-/Oxidgehalt des aufbereiteten Primärrohstoffes und bei den Kunststoffen aus dem Heizwert, wobei die entsprechende Menge Erdöl gutgeschrieben wird. Entsprechend fällt die Gutschrift der Primärressource bei den Kunststoffen vergleichsweise höher aus als z.B. bei Stahl und Aluminium.

Tabelle 8-1: Datentabelle zu Abbildung 8-1, Abbildung 8-2 und Abbildung 8-3 für die drei Fahrzeugvarianten

St-Fahrzeug	Ansatz der ersten Verantwortung	Ansatz der letzten Verantwortung	Kaskaden-ansatz	Diskontierungs-ansatz (15 a, 5 %)	Ansatz Primär-ressource
Primärenergie [GJ/Pkw]					
Herstellung	111,8	65,8	90	89,1	106
Recycling	0	13,4	13,4	13,4	3,2
Abfall	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Gutschrift*	-3,4	-3,4	-3,4	-3,4	-3,4
Summe Umweltlast 1. Lebenszyklus	108,46	75,86	100,06	99,16	105,86

AI-Fahrzeug					
Herstellung	146,8	83,7	117,5	116,2	141
Recycling	0	13,0	13,0	13,0	3,2
Abfall	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Gutschrift*	-3,4	-3,4	-3,4	-3,4	-3,4
Summe Umweltlast 1. Lebenszyklus	143,46	93,36	127,16	125,86	140,86

AI-KS-Fahrzeug					
Herstellung	186,1	118,9	146	144	180,9
Recycling	0	9,2	9,2	9,2	3,2
Abfall	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Gutschrift*	-4,7	-4,7	-4,7	-4,7	-4,7
Summe Umweltlast 1. Lebenszyklus	181,5	123,5	150,6	148,6	179,5

* Gutschrift: SLF auf Deponie, Kraftstoff

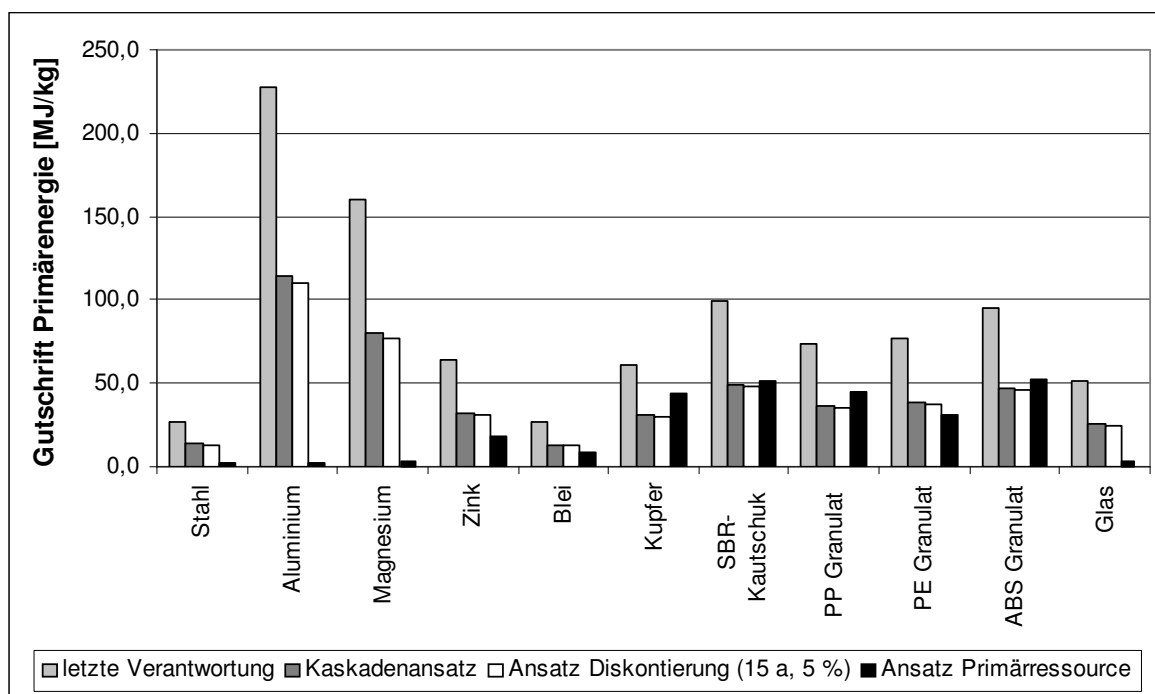


Abbildung 8-4: Auswirkung unterschiedlicher Verteilungsmethoden auf die Höhe der Gutschrift für verschiedene in Pkw verwendete Materialien

Fazit:

Die Sensitivitätsanalyse der Gesamtfahrzeugbilanz und der Materialien hinsichtlich verschiedener Allokationsverfahren hat gezeigt, dass das Ergebnis darauf sehr sensitiv reagiert. Eine diesbezügliche Sensitivitätsanalyse erweist sich daher als unbedingt angebracht. Der in dieser Arbeit erarbeitete und ausgewählte Diskontierungsansatz ordnet sich unter den gegenübergestellten Verfahren gut als Mittelweg der Verteilung ein.

8.2 Variation von Diskontsätzen und Pkw-Lebensdauer

Für die Anwendung des Diskontierungsansatzes auf das Fallbeispiel eines Pkw wird bei einer angenommenen Lebensdauer von 15 Jahren ein Diskontsatz von 5 % zur Berechnung herangezogen (vgl. Kapitel 3.3.2). Im Folgenden werden im Rahmen der Sensitivitätsanalyse der Einfluss einer unterschiedlichen Lebensdauer des Pkw sowie verschiedener Diskontsätze überprüft, da beides variabel sein kann.

Zusätzlich zu dem für das Fallbeispiel festgelegten Diskontsatz (5 %, 15 Jahre) wird der Diskontsatz jeweils bei der Anzahl von 15 Jahren auf 0 %, 2 %, 3 % und 7 % variiert. Die Anzahl der Jahre wird jeweils bei einem Diskontsatz von 5 % mit 0, 5 und 10 Jahren variiert.

Diese genannten Varianten sind am Beispiel der Gesamtfahrzeugbilanz des St-Fahrzeuges für das Basisszenario in Abbildung 8-5 zusammengefasst.

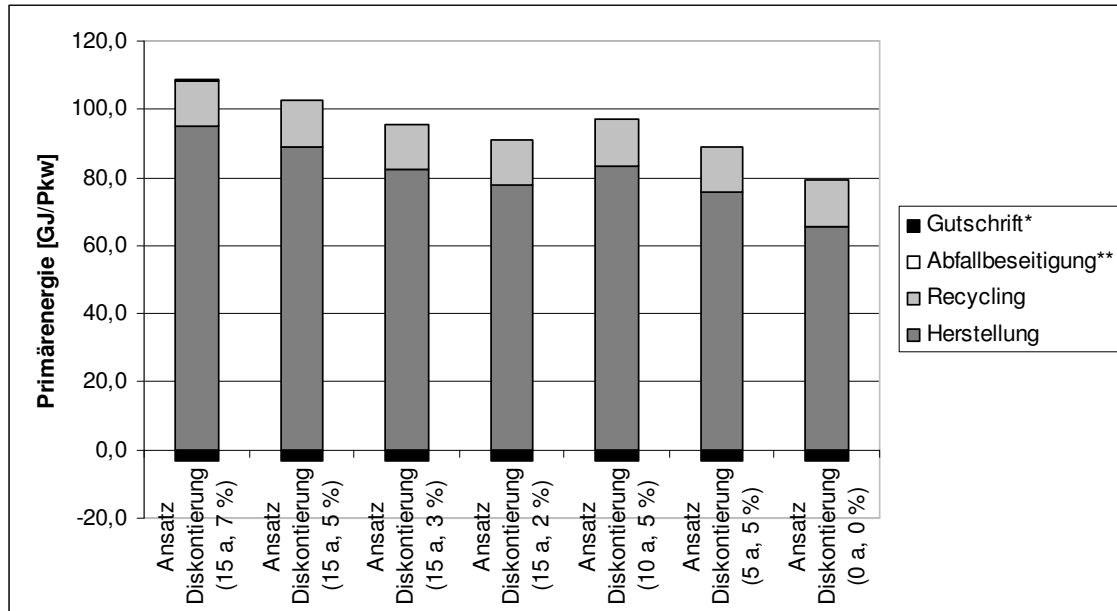


Abbildung 8-5: Sensitivität der Gesamtfahrzeugbilanz bei verschiedenen Diskontsatzen bzw. Anzahl von Jahren bis zur Fahrzeugverwertung. Beispielrechnung anhand der Bilanz des St-Fahrzeuges im Basisszenario.
 (*Gutschrift = Gutschrift aus der Deponierung der Shredderleichtfraktion und der Reifen, die sich aus der Nutzung des Deponiegases ergibt.
 ** Abfallbeseitigung – der Anteil liegt bei ca. 0,1 GJ/Pkw und ist daher aus der Abbildung nicht ersichtlich.)

Bei einer Diskontierung über 15 Jahre mit einem Diskontsatz von 5 % halbiert sich die Gutschrift im Vergleich zu einer Vollgutschrift annähernd. Beträgt z.B. die Primärenergie zur Herstellung des Stahls für die St-Fahrzeugvariante ca. 23 GJ (ca. 830 kg Stahl kommen beim St-Fahrzeug im Basisszenario zur Verwertung), dann beträgt die diskontierte Gutschrift ca. 11 GJ/Pkw.

Ist die Diskontierung bzw. die Anzahl der Jahre null, erfolgt die Gutschrift für die wieder gewonnenen Materialien in voller Höhe. Mit diesem Diskontsatz bzw. der Annahme der sofortigen Verwertung lässt sich Produktionsmaterialrücklauf behandeln, folgerichtig aus dessen angestrebten Nutzen nicht das Produkt Pkw. Diese Diskontierungsvariante entspricht in ihrem Resultat dem Ansatz der letzten Verantwortung, womit sich die Argumentation gegen diesen Ansatz bestätigt findet.

Fazit:

Die Diskontierungsmethode zeigt sich mit der Variation der Pkw-Lebensdauer in dieser Analyse als geeigneter Ansatz, die zeitliche Verfügbarkeit der Materialien abzubilden. In der sensitiven Reaktion des Modells auf die Variation der Diskontsätze zeigt sich die Relevanz der Wahl der Parameter und erweist sich die Sensitivitätsanalyse als sinnvoll.

8.3 Variation der Verwertung ausgewählter Materialien

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse werden für die Materialien Glas und Kunststoffe die ökologischen Auswirkungen einer Demontage dem Verbleib im Fahrzeug mit anschließender Deponierung gegenübergestellt und gegebenenfalls Optimierungsvorschläge daraus erarbeitet. Außerdem werden die Verwertungsoptionen für die Shredderleichtfraktion gegenübergestellt.

Demontage und Verwertung des Glases versus Verbleib im Fahrzeug und Deponierung:

Die Gegenüberstellung dieser beiden Verwertungs- bzw. Entsorgungsvarianten bedarf der Berücksichtigung folgender Prozesse:

Wird das Glas demontiert, ist der Energieaufwand der Demontage, die Aufbereitung der Scheiben zum Glasgranulat sowie der Einschmelzprozess zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 4.5.4). Da hierbei ein wieder einsetzbarer Sekundärrohstoff entsteht, ist die entsprechende Gutschrift einzubeziehen. Für die in dem Verbundsicherheitsglas¹⁰⁷ verarbeitete PVB-Folie ist der Prozess der thermischen Verwertung im Zementwerk oder optional¹⁰⁸ der werkstoffliche Aufbereitungsprozess sowie die damit verbundene Gutschrift für die Folie anzurechnen¹⁰⁹. Die Gutschrift aus der thermischen Verwertung im Zementwerk resultiert aus der Nutzung der thermischen Energie, die entsprechend dem Heizwert des Ersatzbrennstoffes - hier die PVB-Folie mit 28 MJ/kg - errechnet wird. Der Energieaufwand zur Aufbereitung der PVB-Folie ist mit ca. 0,02 MJ/kg Glas¹¹⁰ vernachlässigbar gering.

Verbleibt das Glas im Fahrzeug, wird gegenüber der Demontage zusätzlich Energie für den Shredder und für die anschließende Deponierung benötigt. Aufgeschlüsselt auf die einzelnen Prozesse sind in Abbildung 8-6 die jeweiligen Energiebilanzen der Verwertungs- bzw. Entsorgungsvarianten gegenübergestellt.

¹⁰⁷ Abkürzung Verbundsicherheitsglas: VSG. Dieses wird nur in der Windschutzscheibe verarbeitet. Heck- und Seitenscheiben bestehen aus Einscheibensicherheitsglas (ESG) ohne PVB-Folie.

¹⁰⁸ Die Einbeziehung der PVB-Folienaufbereitung ist optional, da dies nach dem heutigen Stand der Verwertung kaum praktiziert wird. Derzeit wird die PVB-Folie zumeist im Zementwerk thermisch verwertet. Für die Berechnung der Szenarien 1 – 7 ist im Modell die Option Zementwerk eingestellt.

¹⁰⁹ Der Energieaufwand zur Herstellung der PVB-Folie als Grundlage zur Berechnung der Gutschrift kann aufgrund fehlender Daten nur wie folgt abgeschätzt werden: Polyvinylbutyrale gehören zu den Polyvinylacetalen und werden durch die Umsetzung von Polyvinylalkohol mit Butyaldehyd gewonnen. Der für die Herstellung von PVB benutzte Polyvinylalkohol wird durch Verseifung von Polyvinylacetat gewonnen. Für die Herstellung von Polyvinylalkohol sind die Prozessdaten (Primärenergiebedarf 235 MJ/kg) vorhanden und werden als Annäherungswerte für die Herstellung von PVB angenommen. Bei der Diskontierung mit 5 % über 15 Jahre eine Gutschrift von 113 MJ/kg PVB.

¹¹⁰ Der Anteil von PVB-Folie in Flachglas beträgt 0,06 kg PVB-Folie/kg Glas. D.h. 0,02 MJ/kg Glas entspricht 0,02 MJ/0,06 kg Folie.

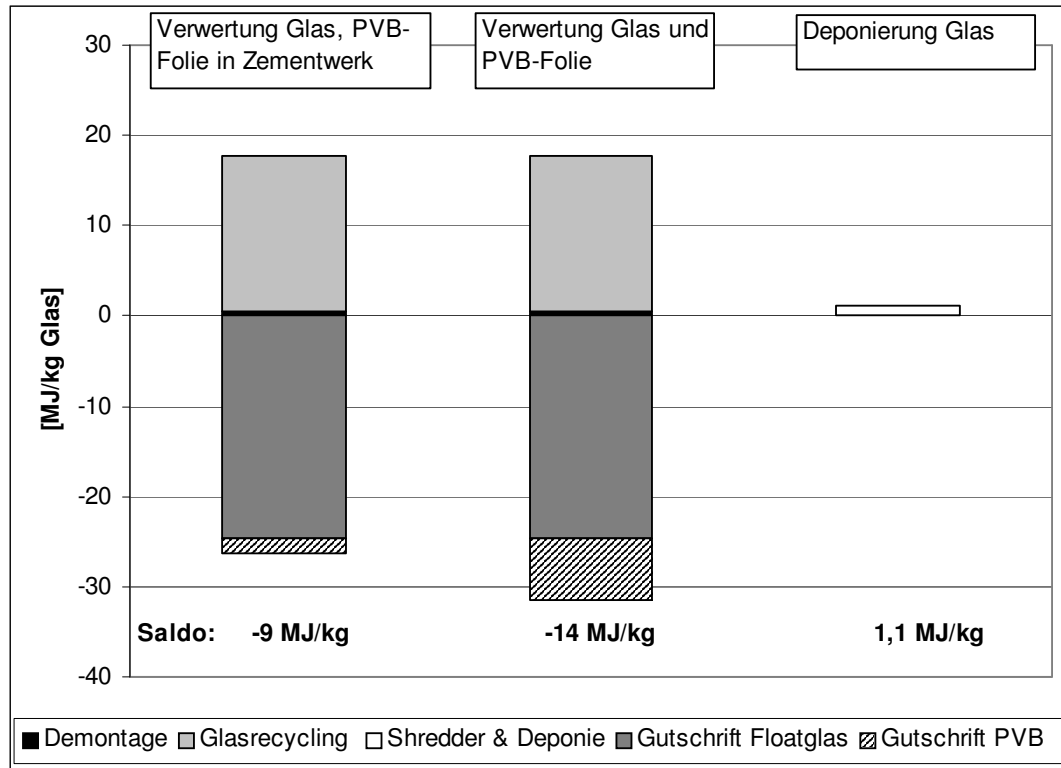


Abbildung 8-6: Sensitivität der Energiebilanzen bei Demontage und Verwertung des Glases (optional werkstoffliche Verwertung oder thermische Verwertung im Zementwerk) bzw. bei Verbleib des Glases im Pkw und Deponierung.

Den derzeitigen Stand der Verwertung stellt der linke Balken „Verwertung Glas, PVB-Folie in Zementwerk“ dar. Günstiger fällt die Energiebilanz im Falle einer werkstofflichen Rückgewinnung der PVB-Folie aufgrund der Gutschrift für die Folie aus (Balken Mitte). Wird das Glas im Fahrzeug belassen und deponiert, steht dem Energieaufwand der Demontage und der Aufbereitung von 18 MJ/kg der insgesamt wesentlich geringere Energieaufwand für den Shredder und die Deponierung von ca. 1 MJ/kg Glas gegenüber. Andererseits entfällt damit die Gutschrift für das Glas bzw. die PVB-Folie (je nach Verwertungsart). Wie dem Saldo-Wert zu entnehmen ist, ist die Energiebilanz für die Verwertungsvariante Glasdemontage und werkstoffliche Verwertung der PVB-Folie mit -14 MJ/kg am günstigsten (vgl. Abbildung 8-6).

Um diese Werte in Bezug zum Energieaufwand der Herstellung zu bringen, sei der Primärenergiebedarf zur Herstellung von 1 kg Flachglas von 51,3 MJ genannt (zusätzlich ca. 14 MJ bei VSG mit PVB-Folie unter der Annahme von 0,06 kg PVB-Folie/kg Glas).

Nach dieser pro kg Flachglas bezogenen Bilanz soll noch eine Einordnung des Glasrecyclings in die Gesamtfahrzeugbilanz vorgenommen werden. Der Energieverbrauch bzw. die Gutschriften für das Glasrecycling haben einen Anteil von ca. 4 - 6 % an der Gesamtfahrzeugbilanz (vgl. Kapitel 7.1.1). Das Gesamtgewicht des Fahrzeugfensterglases beträgt in den untersuchten Fahrzeugvarianten 32,75 kg (12,75 kg VSG in Windschutzscheibe und 18 kg ESG in Heckscheibe und Türen). Auf diese Gewichte bezogen bzw. mit Berücksichtigung der

Aufbereitungsverluste beträgt der Saldo¹¹¹ der Energiebilanz bei Verbleib des Glases im Pkw und Deponierung 34 MJ/Pkw (Energiebedarf für den Shredder und die Deponierung). Aus der Verwertungsvariante des Glases mit PVB-Folie ins Zementwerk resultiert ein Saldo von -230 MJ/Pkw, bei werkstofflicher Verwertung der PVB-Folie beträgt der Saldo -384 MJ/Pkw. Die Saldo-Differenzen zwischen den Verwertungsoptionen des Glases mit der PVB-Folie und der Deponierung liegen damit zwischen ca. 200 MJ/Pkw und 400 MJ/Pkw.

Fazit:

Auf die Energiebilanz des Gesamtfahrzeuges hat die Variation der Glas-Verwertungsalternativen mit 0,2 % bis 0,4 % kaum einen Einfluss. Bei materialbezogener Betrachtung ist es jedoch durchaus von Bedeutung, welche Verwertungsoption gewählt wird (vgl. Abbildung 8-6).

Die Deponierung des Flachglases aus Pkw ist aus den oben genannten Gründen aus energetischer Sicht keine Alternative zu Demontage und Verwertung. Als positiv einzuschätzen wäre jedoch eine Entwicklung der Flachglasverwertung im Hinblick auf die werkstoffliche Verwertung der PVB-Folie anstelle des Einsatzes als Ersatzbrennstoff im Zementwerk.

Kunststoffdemontage und –verwertung versus Verbleib im Fahrzeug und Deponierung:

Aus der Analyse der Szenarien 1-7 ist deutlich geworden, dass insbesondere die Option Verwertung der Kunststoffe versus Verbleib im Fahrzeug und Deponierung einen Einfluss auf das Bilanzergebnis hat. Daher sollen diese Prozesse im Rahmen der Sensitivitätsanalyse noch einmal aufgegriffen und gegenübergestellt werden.

Die Demontage und stoffliche Verwertung von Kunststoffen führt je nach Kunststoff und angewendetem Verwertungsverfahren zu Umweltlasten in unterschiedlicher Höhe, was im Folgenden am Primärenergiebedarf belegt wird. Der PEB liegt – für einige exemplarisch ausgewählte, im Pkw verwendete Kunststoffe und den entsprechenden Verwertungsverfahren - zwischen ca. 6 MJ/kg und ca. 70 MJ/kg (vgl. Tabelle 8-2). Der Energiebedarf zur Deponierung liegt demgegenüber bei ca. 0,2 MJ/kg. Als Beispiel sei das Al-KS-Fahrzeug in Szenario 4 noch einmal aufgegriffen, in dem bei einer zu demontierenden und zu verwertenden Kunststoffmenge von 256 kg ein um 4116 MJ erhöhter Energiebedarf gegenüber der Deponierung besteht¹¹². Diesem höheren Energiebedarf bei der Verwertung der Kunststoffe steht andererseits eine höhere Gutschrift im Vergleich mit der Gutschrift aus der Deponierung entgegen (vgl. Tabelle 8-2 und Abbildung 8-7).

¹¹¹ Der Saldo errechnet sich aus der Summe des Energieverbrauches für die Demontage-, Aufbereitungs- und Verwertungsprozesse abzüglich der Gutschriften. Ein negativer Saldo bedeutet daher einen „Energiegewinn“.

¹¹² Der durchschnittliche PEB pro kg Kunststoff liegt hier bei 16,1 MJ und damit wesentlich höher als bei dem St- und dem Al-Fahrzeug, da mit PUR und CFK auch Kunststoffe zur Verwertung kommen, die in energieintensivere Prozesse gelangen.

Tabelle 8-2: Energieverbrauch und Gutschriften aus der stofflichen Verwertung einiger ausgewählter Kunststoffe sowie der SLF zum Vergleich

Kunststoff	PEB Recycling (werkstoffliche Verwertung) [MJ/kg]	Gutschrift [MJ/kg]	Differenz [MJ/kg]
GMT	10,3	38,0	27,7
ABS	23,0	45,6	22,6
PP	6,7	35,4	28,7
CFK	11,3	65,8	54,5
PUR*	71,2	159,4	88,2

* - rohstoffliche Verwertung

	PEB [MJ/kg]	Gutschrift [MJ/kg]	Differenz [MJ/kg]
SLF auf Deponie	0,2	6,6	6,4

In Abbildung 8-7 sind zur Verdeutlichung Durchschnittswerte für die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen sowie eine durchschnittliche Gutschrift der Deponierung mit der Shredderleichtfraktion angenommen und gegenübergestellt, womit die oben erläuterten Tatsachen noch einmal graphisch veranschaulicht werden.

Fazit:

Die Wahl der Verwertungsoptionen für Kunststoffe hat sowohl auf die Gesamtfahrzeugbilanz als auch materialbezogen einen deutlichen Einfluss. Eine Kunststoffdemontage und –verwertung versus Deponierung ist zu befürworten, da trotz höherer Energieaufwendungen für die Recyclingprozesse der Nutzen aus dem Recycling überwiegt.

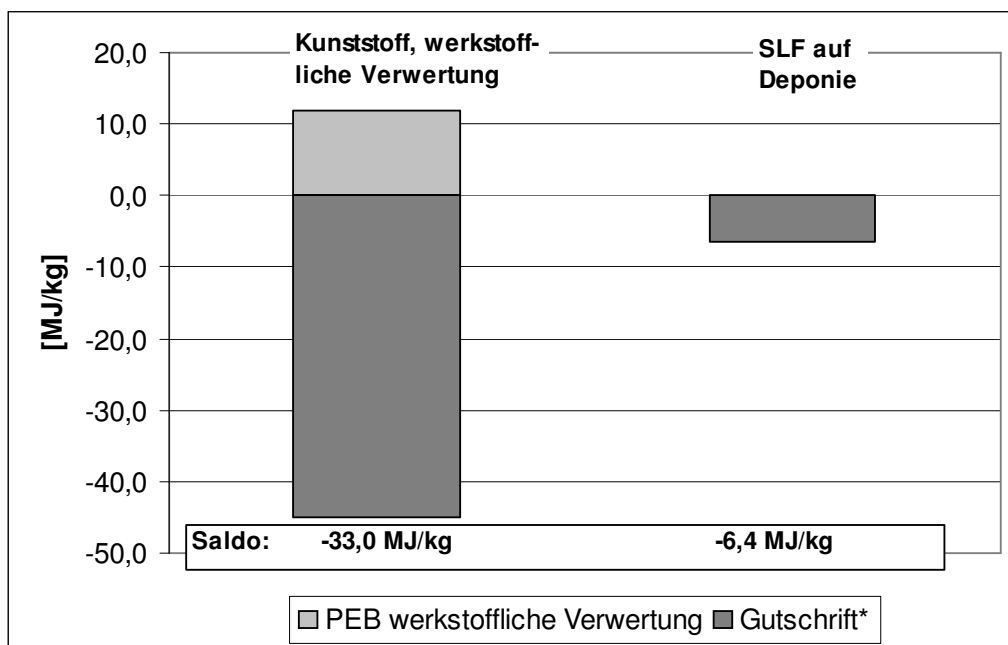


Abbildung 8-7: Primärenergiebedarf für die werkstoffliche Kunststoffverwertung sowie Gutschrift für Sekundärkunststoff versus Deponierung; (* - für Sekundärkunststoff nach Diskontierungsansatz)

Vergleich der SLF-Verwertungsverfahren:

Abbildung 8-8 gibt einen Vergleich auf Basis des Primärenergiebedarfes für die Deponierung, Vergasung und energetische Verwertung von Shredderleichtfraktion im Zementwerk. Wird die SLF energetisch im Zementwerk verwertet, ergibt sich daraus gegenüber der Deponierung ein um 1,6 MJ/kg höherer Primärenergiebedarf (vgl. Tabelle 8-3 bzw. Abbildung 8-8). Der Netto-Primärenergiebedarf für die energetische SLF-Verwertung sowie die vorgeschaltete Aufbereitung beträgt ca. 1,8 MJ/kg SLF.¹¹³ Dem höheren Primärenergiebedarf im Zusammenhang mit der energetischen Verwertung stehen andererseits mit 22,4 MJ/kg SLF höhere Gutschriften gegenüber (6,6 MJ/kg bei Deponierung der SLF).¹¹⁴ Am Beispiel der St-Fahrzeugvariante in Szenario 4 (SLF 100 % ins Zementwerk) sei dies zahlenmäßig belegt. In diesem Fall ist für die Gesamtmenge an SLF von 228 kg der Primärenergiebedarf gegenüber der Deponierung um ca. 365 MJ erhöht. Diesem höheren Primärenergiebedarf bei der energetischen Verwertung stehen andererseits im Vergleich mit der Deponierung um ca. 3070 MJ höhere Gutschriften gegenüber.

¹¹³

Dieser setzt sich wie folgt zusammen:

- 35 % der Energie wird für die Strombereitstellung zur Aufbereitung der Shredderleichtfraktion benötigt (vor der Verbrennung im Zementwerk, vgl. Kapitel 3 Verfahrensbeschreibung),
- 31,4 % für das Stahlrecycling für den bei der SLF-Aufbereitung erfassten Stahl,
- 18,4 % für die Schwimm-Sink-Anlage für die bei der SLF-Aufbereitung anfallenden NE-Metalle
- sowie 8 % für Dieselaufwendungen bei Transporten zwischen der SLF-Aufbereitungsanlage und dem Zementwerk.

¹¹⁴

Dabei handelt es sich zu 86 % um die Gutschrift von thermischer Energie aus Erdgas aus der Sekundär-brennstoffverwertung im Zementwerk, zu 10 % bzw. 4 % um die Gutschrift aus der Verwertung der in der SLF-Aufbereitung zurückgewonnenen NE-Metalle bzw. des Stahls.

Tabelle 8-3: Primärenergieverbrauch (PEB) und Gutschriften bei der Deponierung sowie Vergasung und energetischer Verwertung der SLF

SLF in:	Deponie [MJ/kg]	Vergasung* [MJ/kg]	Zementwerk** [MJ/kg]
PEB	0,2	1,0	2,1 - 2,4
Gutschrift PEB	6,6	12,9	21,3 - 23,5
Differenz	6,4	11,9	19,2 - 21,1

* stoffliche Verwertung; ** energetische Verwertung

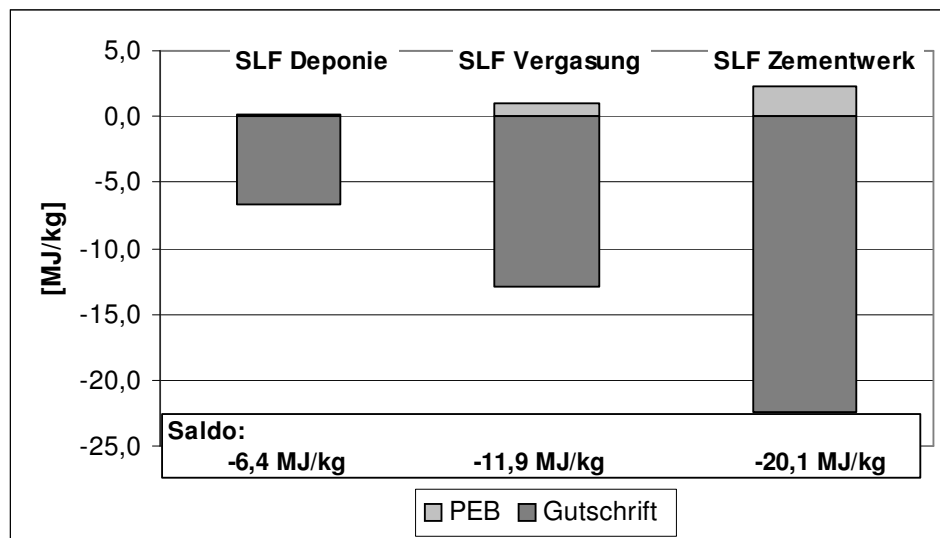


Abbildung 8-8: Primärenergiebedarf (PEB) und Gutschriften bei der Deponierung sowie Vergasung und energetischer Verwertung der SLF.

Zusätzlich zu den Ergebnissen des Primärenergiebedarfes werden die Resultate in der Gegenüberstellung des Treibhauspotentials (GWP_{100}) für die jeweiligen SLF-Verwertungsverfahren bestätigt (vgl. Abbildung 8-9).

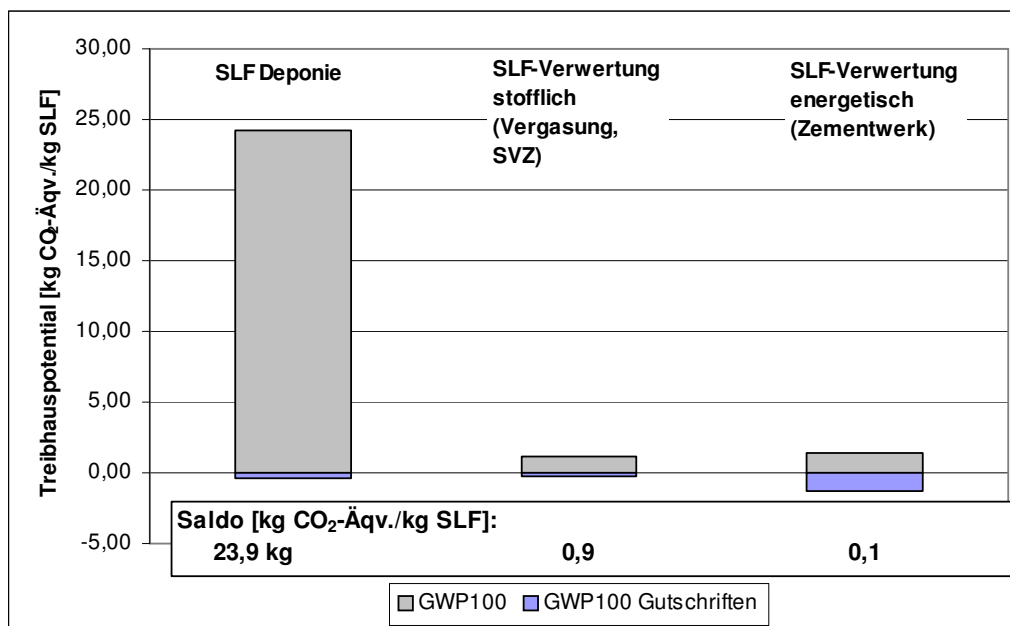


Abbildung 8-9: Vergleich des Treibhauspotentials (GWP_{100}) und Gutschriften bei der Deponierung sowie stofflicher Verwertung (Vergasung, SVZ) und energetischer Verwertung (Zementwerk) der SLF.

Fazit:

Die Verwertungsoptionen für die Shredderleichtfraktion sind sowohl auf das Modell als auch auf den Verteilungsansatz bezogen abbildbar. Das Modell reagiert erwartungsgemäß sensibel auf die Variation der Verwertungsoptionen.

Die energetische Verwertung der SLF im Zementwerk und auch die Vergasung stellen sich im Vergleich zur Deponierung sowohl energetisch als auch im Treibhauspotential (GWP_{100}) günstiger dar.

Eine werkstoffliche Kunststoffverwertung ist im Vergleich mit einer energetischen Verwertung nicht zwingend in jedem Fall die „ökologisch eindeutig günstigere“ Verwertungsvariante, sondern ist einzelfallspezifisch zu hinterfragen.

8.4 Sensitivität des Modells bei verschiedenen Energielieferanten

Das erstellte Recyclingmodell für Altfahrzeuge basiert auf der Verwendung eines „deutschen Strom-Mixes“ für die energieverbrauchenden Prozesse. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird ein Vergleich der Energiebilanzen bei Bezug der Energie (Strom, thermische Energie) von verschiedenen Energielieferanten innerhalb Europas anhand der energieintensivsten Prozesse vorgenommen. Im Rahmen der Analyse der Gesamtfahrzeugverwertungsprozesse hinsichtlich des Anteils des Energieverbrauches der Einzelprozesse wurde z.B. für die Al-KS-Fahrzeugvariante das Aluminiumrecycling mit einem Anteil von 35 % am Gesamtverwertungsprozess des Pkw als Prozess mit dem höchsten Primärenergiebedarf identifiziert (vgl. Kapitel 7.1.1). Daher wird der Prozess des Aluminiumrecyclings bei der Al-KS-

Fahrzeugvariante als Berechnungsbeispiel verwendet und es werden folgende energie-liefernde Prozesse gegenübergestellt:

- der GaBi-Prozess „Strom-Mix Deutschland“ wird ersetzt durch
 - Strom-Mix Niederlande,
 - Strom-Mix Italien,
 - Strom-Mix Schweiz
 - Strom-Mix GUS
- der GaBi-Prozess „thermische Energie Deutschland“ wird ersetzt durch
 - thermische Energie Niederlande
 - thermische Energie Italien
 - thermische Energie GUS

Der Prozess „Strom-Mix Land x“ beschreibt den Mix der Stromproduktion für das jeweilige Herkunftsland aus den einzelnen Quellen (vgl. Abbildung 8-10).

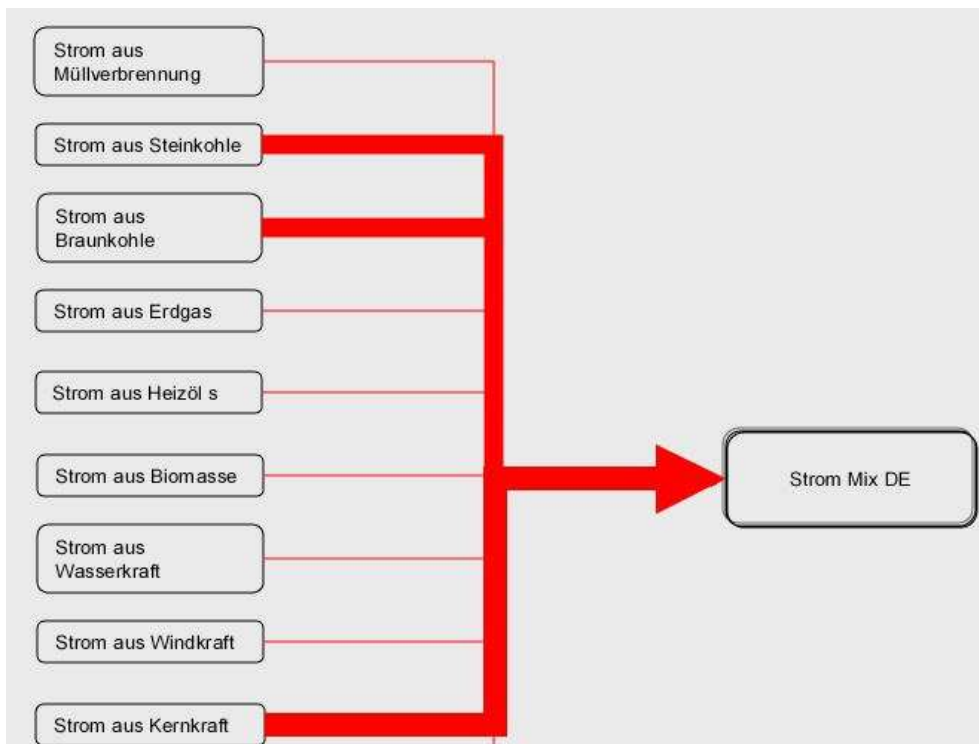


Abbildung 8-10: Quellen der Strombereitstellung für den GaBi-Prozess „Strom-Mix Deutschland“

Der zugrunde gelegte Mix der Bruttostromproduktion für Deutschland, die Niederlande, Italien sowie für die Schweiz ist Tabelle 8-4 zu entnehmen.

Tabelle 8-4: der Bilanzierung zugrunde gelegter Mix der Bruttostromproduktion in ausgewählten europäischen Ländern [31]

[%]	Deutschland	Niederlande	Italien	Schweiz	GUS
Kernenergie	35,91	5,2		38,9	13,4
Braunkohle	27,57				
Steinkohle	25,57		10,3		
Kohle (nicht spezif.)		43,0			16,2
Erdgas	5,84	46,7	19,6		38,5
Wasserkraft	4,09		17,4	59,0	18,9
Erdöl	0,54	0,2	48,2		13,0
Windkraft	0,31				
Müllverbrennung	0,46		0,3	1,2	
Biomasse	0,13			0,2	
Erdwärme			1,7		
Hochofengas		4,9			
Sonstiges			2,5	0,7	

Die für den Aluminiumschmelzprozess nötige thermische Energie kann z.B. über den Brennstoff Erdgas bereitgestellt werden. Der Erdgaseinsatz je erzeugtem MJ thermische Energie errechnet sich aus dem Heizwert des Brennstoffs (vgl. Tabelle 8-5).

Tabelle 8-5: Heizwerte für Erdgas [31]

	Heizwert Erdgas [MJ/kg]
Deutschland	40,75
Niederlande	38,05
Italien	49,72
GUS	42,19

Die folgenden Abbildungen 8-11 und 8-12 zeigen für den Prozess des Aluminiumrecyclings den Primärenergiebedarf sowie das Treibhauspotential (GWP₁₀₀) bei Verwendung der oben

angegebenen Quellen für Strom und thermische Energie im Vergleich mit den Quellen für Strom und thermische Energie aus Deutschland.

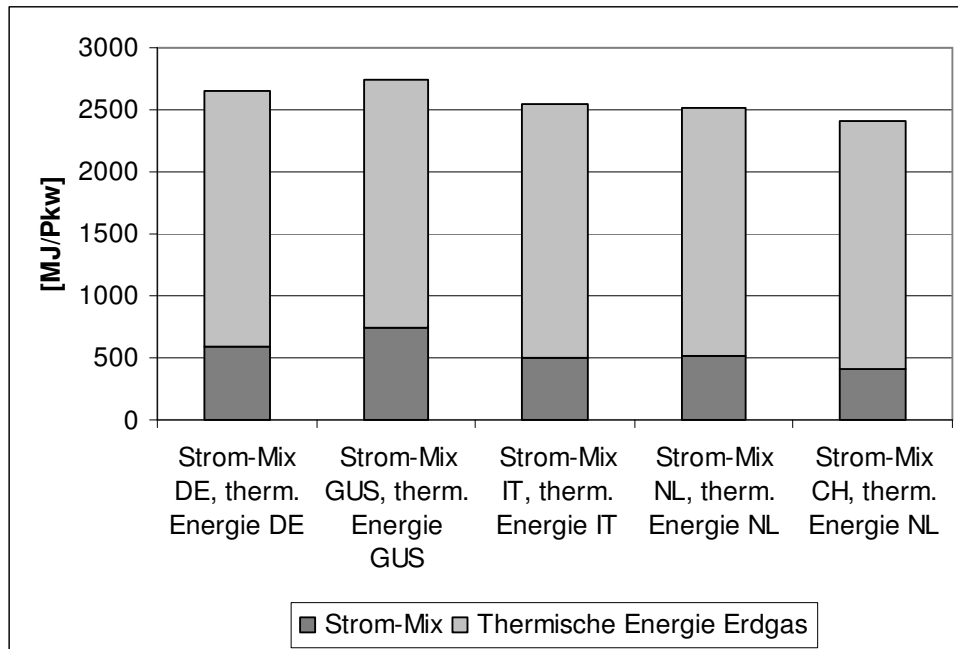


Abbildung 8-11: Primärenergiebedarf für das Aluminiumrecycling bei Verwendung verschiedener Stromlieferanten und Lieferanten thermischer Energie (DE = Deutschland, GUS = Gemeinschaft Unabhängiger Staaten, IT = Italien, NL = Niederlande, CH = Schweiz).

Die Energiebilanz des *Aluminiumrecyclingprozesses* verbessert sich bei der Wahl der Kombination „Strom-Mix Schweiz“ und „thermische Energie Niederlande“ im Vergleich mit dem „Strom-Mix DE“ und der „thermischen Energie DE“ um ca. 10 %. Bezogen auf die *Gesamtfahrzeugenergiebilanz* verbessert sich diese bei Einsatz des „Strom-Mixes Schweiz“ und der „thermischen Energie Niederlande“ um maximal 2,5 %. Werden Strom und thermische Energie für das Al-Recycling mit der „ungünstigsten“ der hier verglichenen Varianten aus der GUS angenommen, verschlechtert sich die Gesamtenergiebilanz um 1,1 %.

Hauptverursacher des GWP_{100} ist zu je ca. 95 % Kohlendioxid, die restlichen 5 % werden durch Methan bewirkt. Da das GWP_{100} bei Verwendung des „Strom-Mix Schweiz“ nahezu null ist (59 % Strom aus Wasserkraft; vgl. Tabelle 8-4), verbessert sich hier die *Bilanz des Aluminium-Recyclings* gegenüber der Verwendung des „Strom-Mix DE“ und der „thermischen Energie DE“ um ca. 26 % (vgl. Abbildung 8-12). Hingegen verschlechtert sich die GWP_{100} -Bilanz des Aluminiumrecyclings bei Verwendung der ungünstigsten Variante von „Strom-Mix GUS“ und „thermische Energie GUS“ um ca. 4 %. Bezogen auf die *Gesamtfahrzeugbilanz* verbessert sich das GWP_{100} um 0,3 % bei Verwendung des „Strom-Mix Schweiz“/ „thermische Energie Niederlande“ und verschlechtert sich um 0,05 % bei Annahme von Strom und thermischer Energie aus der GUS.

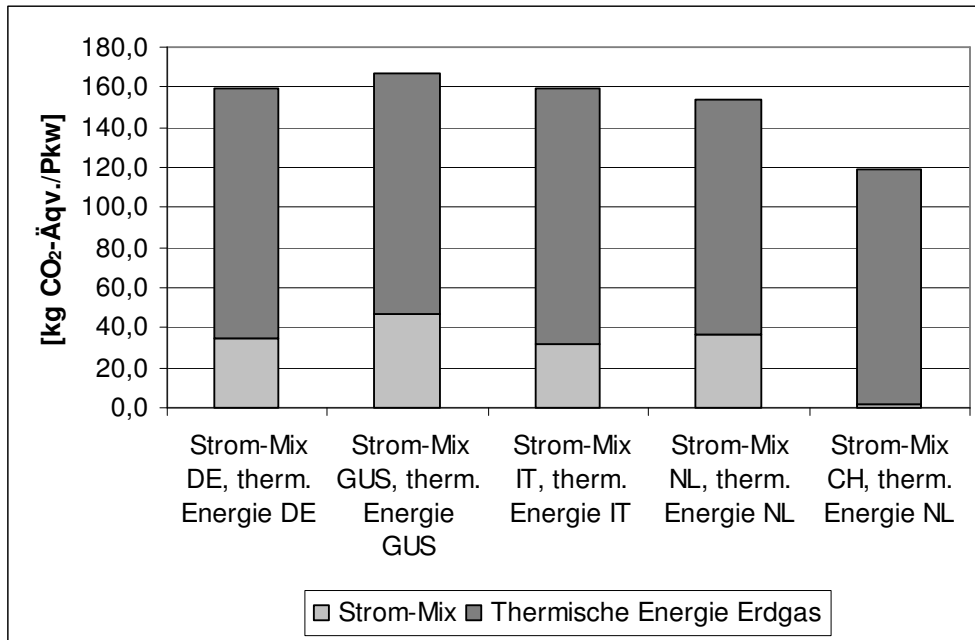


Abbildung 8-12: GWP_{100} aus dem Aluminiumrecycling bei Verwendung verschiedener Stromlieferanten und Lieferanten thermischer Energie (DE = Deutschland, GUS = Gemeinschaft Unabhängiger Staaten, IT = Italien, NL = Niederlande, CH = Schweiz).

Fazit:

Der Einfluss der Verwendung verschiedener Energielieferanten lässt sich problemlos im Modell abdecken. Dabei zeigt sich sowohl für den Primärenergiebedarf als auch für das GWP_{100} , dass die Variation der Quellen für den Strom und thermische Energie keinen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtbilanz hat.

Gesamtfazit der Sensitivitätsanalyse:

- Die Sensitivitätsanalyse hat für alle untersuchten Parameter plausible Ergebnisse geliefert. Das Modell hat auf die richtigen Parameter sensibel reagiert.
- Als die wichtigsten sensiblen Parameter haben sich mit der Auswertung im Ergebnisteil (vgl. Kapitel 7) die Materialzusammensetzung der Fahrzeuge sowie die Wahl der Verwertungsoptionen in den Szenarien 1 bis 7 erwiesen.
- Alle Variationen können im Rahmen des Modells dargestellt werden.

9 Zusammenfassung und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wird die Rahmenmethode der Ökobilanz erstmals in umfassender Weise auf die Gesamtheit der in die Verwertung und Entsorgung des Produktsystems Pkw involvierten Prozesse angewandt. Während in Pkw-Lebenswegbilanzen bis dato die Recyclingprozesse weitgehend unberücksichtigt blieben, hat mit der Erweiterung der Systemgrenze und damit der Einbeziehung der gesamten Verwertungsprozesse dieser Teil des Produktlebenszyklus einen neuen Stellenwert bekommen. Bezieht man den Primärenergiebedarf sowie die Gutschriften aus den Verwertungsprozessen in die Lebenszyklusanalyse ein, so haben die Recyclingprozesse einen Anteil von bis zu 10 % an der Gesamtbilanz der Energieaufwendungen für Herstellung und Recycling (vgl. z.B. Abbildung 7-8), verglichen mit einem Anteil von ca. 1 % wenn die Systemgrenze wie in bisherigen Analysen ausschließlich den Shredderprozess einschließt ([5], [73], Shredderprozess vgl. Abbildung 7-1). Darüber hinaus hat sich die Betrachtung der Recycling- und Entsorgungsprozesse als Bindeglied zwischen den Lebenszyklen eines Produktes als sinnvoller Ansatz erwiesen, um nicht nur die Umweltlasten der Recyclingprozesse zu erfassen, sondern mit Hilfe geeigneter Allokationsmethoden die Fragen der Verteilung der Umweltbeeinflussungen zwischen den Lebenszyklen im Sinne einer ausgewogenen Lösung zu beantworten. So wurden nach gründlicher Analyse vorhandener Verteilungsansätze mit dem Ansatz der Gutschrift der Primärressourcen sowie dem Diskontierungsansatz zwei neue Ansätze konzipiert, die den speziellen Anforderungen des komplexen, aus einer Vielzahl von Materialien bestehenden Produktsystems Pkw Rechnung tragen. Die Tragfähigkeit dieser Ansätze auf weitere Produkte oder Verfahren zu überprüfen, wäre Obliegenheit weiterer Forschungsarbeiten. Für den Ansatz der Gutschrift der Primärressource ist Bedarf zur Erweiterung der Datengrundlage in Form einer Aufschlüsselung auf die benötigten Einzelprozesse vorhanden, da die Prozesse der Ressourcenförderung häufig nur in einem aggregierten Prozessdatensatz verfügbar sind.

Die Bilanzierung der Verwertungsprozesse beinhaltet eine umfangreiche Datenerhebung. Gleichwohl ist es vor dem Hintergrund immerwährender technischer Weiter- und Neuentwicklungen von Recyclingprozessen oder auch der derzeitigen Nichtverfügbarkeit von Daten auch zukünftig eine Aufgabe, die hier geschaffene Datenbasis zu erweitern und die Aktualität aufrechtzuerhalten.

Die aufgebaute Datenbasis findet Eingang in dem im Rahmen dieser Arbeit für die Altfahrzeugverwertung entwickelten Modell. Dieses Modell erlaubt eine flexible Anpassung je nach Fahrzeug mit entsprechender Materialzusammensetzung, Demontagetiefe und Verwertungsoptionen.

Folgende Ergebnisse der Bilanzierung lassen sich zusammenfassen:

- Die Umweltlasten der Herstellung und des Recyclings sowie die Gutschriften werden im Wesentlichen durch die Materialien Stahl, Aluminium und Kunststoffe bestimmt. Die Gesamtbilanz der Fahrzeuge aus Herstellung, Recycling und Gutschriften wird durch die Umweltlasten der Herstellung dominiert. Aufgrund der Material-

zusammensetzung hat daher das Al-KS-Fahrzeug den höchsten Primärenergiebedarf in der Herstellung sowie dadurch bedingt auch im Fahrzeugvergleich in der Gesamtbilanz aller Szenarien.

- Den Hauptanteil am Gesamtenergiebedarf für das Recycling eines Pkw nimmt die Aufbereitung von Stahl- und Aluminiumschrott zu Rohstahl bzw. Al-Massel ein.
- Bedingt durch die Materialzusammensetzung der Restkarossen hat das Al-KS-Fahrzeug in allen Szenarien jeweils den geringsten Primärenergiebedarf für die Recyclingprozesse.
- Im Szenarienvergleich schneidet das Szenario 4 für alle Fahrzeuge mit energetischer Verwertung der SLF im Zementwerk sowie der Demontage von Kunststoffen am günstigsten ab. Die Verringerung des Umweltlastenpotentials gegenüber Szenario 1 als Basisszenario ist hier am größten.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse konnte festgestellt werden, dass das Modell auf die Variation der Diskontsätze, auf unterschiedliche Verteilungsmethoden sowie auf Verwertungsalternativen für Kunststoffe und Shredderleichtfraktion sensitiv reagiert. Ebenso lässt sich der Einfluss der Verwendung verschiedener Energielieferanten gut im Modell abdecken, wobei sich zeigt, dass die Variation der Quellen keinen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtbilanz hat.

Als die wichtigsten sensitiven Parameter haben sich die Materialzusammensetzung der Fahrzeuge sowie die Wahl der Verwertungsoptionen in den Szenarien 1 bis 7 erwiesen.

Mit dieser Arbeit und insbesondere dem GaBi-Modell ist eine Arbeitsgrundlage und ein Werkzeug erstellt, um Verfahren und Konzepte zu unterstützen oder gegebenenfalls in Frage zu stellen. Die Analyse der Stoff- und Energieströme bei der Altfahrzeugverwertung kann somit einen wichtigen Beitrag zur Objektivierung der Diskussion in Entscheidungsfindungsprozessen leisten. Somit kann auch für Fragestellungen aus dem Produktentwicklungsprozess eine ökologisch basierte Entscheidungsgrundlage zum Einsatz von Materialien oder Verfahren geboten werden.

Die vorliegende Arbeit belegt die Bedeutung der Integration der Recyclingprozesse in die ökologische Produktbilanz.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Niedersächsisches Staatsarchiv Wolfenbüttel 12 Neu Fb. 9, Nr. 3403, In: Wötzel, C.: *Die Geschichte der Stadt Wolfenbüttel 1914 bis 1933*, Beiträge zur Geschichte der Stadt Wolfenbüttel, Heft 5, Wolfenbüttel, 1995
- [2] Kraftfahrt-Bundesamt: *Statistiken Kraftfahrzeuge*. Flensburg 2002 <http://www.kba.de>, 2002
- [3] ARGE-Altauto: Arbeitsgemeinschaft Altauto: News.- <http://www.arge-altauto.de>, 1998
- [4] Hesselbach, J., Herrmann, C., Mateika, M.: *An Approach for Recycling Oriented Product Design*, In: Proceedings of the Design 2002 7th International Design Conference, Mai 2002, S. 1323-1330
- [5] Schweimer, G.W., Schuckert, M.: *Sachbilanz eines Golf*, In: VDI: *Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau: Rohstoffe-Produktion-Nutzung-Verwertung*, Tagung Wolfsburg, 27. bis 29. Nov. 1996, VDI-Gesellschaft Fahrzeug- und Verkehrstechnik, VDI Berichte 1307, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, S. 235-255, 1996
- [6] KrW-/AbfG: *Kreislaufwirtschafts- und Abfall-Gesetz*: BGBI I 1994, S. 2705, vom 27. Sept. 1994, zuletzt geändert durch Gesetz vom 9. Sept. 2001 (BGBl. I S. 2331)
- [7] TASI: *Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen* (Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz) vom 14. Mai 1993 (BAnz. Nr. 99a vom 29.05.1993)
- [8] AbfAbIV: *Abfallablagerungsverordnung; „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen“* BGBl. I, Seite 305, vom 27. Februar 2001, geändert durch Artikel 2 V vom 24. Juli 2002 (BGBl. I, Seite 2807)
- [9] AltfahrzeugV: *Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen*, vom 01.07.2002
- [10] ELV-Directive: *Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge*
- [11] AltfahrzeugG: *Altfahrzeug-Gesetz; Gesetz über die Entsorgung von Altfahrzeugen*; vom 21. Juni 2002; Bundesgesetzblatt Jahrgang 2002

- Teil I Nr. 41, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- [12] AbfG: *Abfallgesetz; Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen*; BGBI I S. 1410, 1501; 27.08.1986 (in Kraft), weitere Novelle 17.07.1992
- [13] Type Approval Recyclability Richtlinie: *Richtlinie 2005/64/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Oktober 2005 über die Typgenehmigung für Kraftfahrzeuge hinsichtlich ihrer Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit und Verwertbarkeit und zur Änderung der Richtlinie 70/156/EWG des Rates*, Amtsblatt der Europäischen Union
- [14] Schenk, M.: *Altautomobilrecycling in Deutschland: Status Quo und Ausblick*, Arbeitsgemeinschaft („ARGE“) Altauto, <http://www.arge-altauto.de>, 2000
- [15] ISO-Norm zum Type approval, ISO/TC 22 N 2260: *„Road Vehicles – Recyclability and Recoverability – Calculation Method“*, DIN ISO 22628, 2001
- [16] VDI-Richtlinie 2243: *Konstruieren recyclinggerechter technischer Produkte – Grundlagen und Gestaltungsregeln*, Beuth Verlag GmbH, Berlin, 1993
- [17] Dieterle, A.: *Recyclingintegrierte Produktentwicklung*, Dissertation, Institut für Werkzeugmaschinen und Betriebswissenschaften der TU München (IWB), Forschungsberichte Band 91, Springer Verlag, 1995
- [18] Gausemeier, J. (Hrsg.): *Die Szenario-Technik - Werkzeug für den Umgang mit einer multiplen Zukunft*, Paderborn: Heinz Nixdorf Institut, 1995
- [19] Gausemeier J., Fink A. & Schlake O.: *Szenario-Management-Planen und Führen mit Szenarien*, Carl Hanser Verlag München Wien, 1996
- [20] MIZ Münchner Institut für Zukunftsforschung: <http://www.mi-z.com>
- [21] Steinmüller, Karlheinz (Hrsg.): *Grundlagen und Methoden der Zukunftsforschung. Szenarien, Delphi, Technikvorschau*. Werkstattbericht 21 des Sekretariats für Zukunftsforschung. Gelsenkirchen, 1997
- [22] Eyerer, P.: *Ganzheitliche Bilanzierung : Werkzeug zum Planen und Wirtschaften*, Springer Verlag Berlin, 1996
- [23] Fava, J., Denison, B., Curran, M.A., Vigon, B., Selke, S. & Barnum, J.: *A Technical Framework for Life Cycle Assessment*, SETAC and SETAC Foundation for Environmental Education, Washington/D.C. , 1991

- [24] Guinee, J. B. (Ed.): *Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards*, Kluwer Academic Publishers, 2001
- [25] Heijungs, R., Guinee, J.B., Huppes, G. et al.: *Environmental Life Cycle Assessment of products, Guide and background*, Centre for Milieukunde (CML), Leiden, 1992
- [26] ISO FDIS 14040: *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*, 1996
- [27] Lindfors, G., Christiansen, K., Hoffmann, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O., Ronning, A., Ekvall, T. & Finnveden, G.: *Impact Assessment*, LCA-Nordic Technical Reports No. 10, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1995
- [28] Umweltbundesamt (Hrsg.): *Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung*, UBA-Texte 23/95, Berlin, 1995
- [29] Vigon, B.W., Tolle, D.A., Cornby, B.W., Latham, H.C., Harrison, C.L., Boguski, T.L., Hunt, R. & Sellers, J.D.: *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*, EPA/600/R-92/245: Washington, United States Environmental Protection Agency, 1993
- [30] Finkbeiner, M.: *Zielabhängige Ökobilanzierung am Beispiel der industriellen Teilereinigung*, Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena, 1997
- [31] IKP (Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde): *GaBi 4: Software und Datenbank zur Ganzheitlichen Bilanzierung. Handbuch GaBi 4*, IKP Universität Stuttgart und PE Europe GmbH, Januar 2003
- [32] Langenscheidts Fremdwörterbuch
- [33] APME (Hrsg.): *Co-Product-Allocation in Chlorine Plants*, Boustead, I., Eco-Profiles of the European polymer industry. Report 5: Brüssel, 1994
- [34] Hagelüken, C. et al.: *Autoabgaskatalysatoren: Grundlagen – Herstellung – Entwicklung - Recycling – Ökologie*, Kontakt & Studium Band 612, expert-Verlag, Renningen, 2001
- [35] De Feyter, S.: *Case applications and data requirements.-* In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994, Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [36] Maillefer, C.: *Allocation Problems in Dairies: Possibilities Releated to the Available Data*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the*

- Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [37] Ekvall, T.: *Principles for Allocation at Multi-Output Processes and Cascade Recycling*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [38] Ronning, A.: *Allocation in Life Cycle Assessment*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [39] Knoepfel, I.: *Allocation of Environmental Burdens in Life Cycle Analysis According to a Two-Stage Procedure*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [40] Chudacoff, M.: *Ökobilanzen von Dampf und Strom aus Müllverbrennungsanlagen*, In: Frischknecht, R. & Hellweg, S.: *Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft*, Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich, pp. 17-24, 1998
- [41] Kim, S. & Overcash, M.: *Allocation Procedure in Multi-Output Process: An Illustration of ISO 14041*, Int. J. LCA 5 (4) 2000. Ecomed publishers. Landsberg, 2000
- [42] Eggels, P.: *Allocation model in case of multiple waste handling*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [43] Kremer, M., Goldhan, G. & Heyde, M.: *Waste Treatment in Product Specific Life Cycle Inventories – An Approach of Material-Related Modelling*, Int. J. LCA 3 (1) S. 47 - 55 und (2) S. 100 – 105 (1998), Part I: Incineration, Ecomed publishers. Landsberg, 1998
- [44] Bez, J., Heyde, M. & Goldhan, G.: *Waste Treatment in Product Specific Life Cycle Inventories – An Approach of Material-Related Modelling*, In: Int. J. LCA 3 (2) S. 100 – 105 (1998), Part II: Landfilling, Ecomed publishers. Landsberg, 1998

- [45] ISO/TR 14049 *Umweltmanagement - Ökobilanz – Anwendungsbeispiele zu ISO 14041 zur Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie zur Sachbilanz*
- [46] ISO DIS 14041: *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goal and Scope Definition and Inventory Analysis*, 1996
- [47] Werner, F.: *Treatment of aluminium recycling in LCA: Development and - Evaluation of the Value-Corrected Substitution Procedure Applied to Window Frames*, Research and work report 115/47 EMPA Laboratory 115, Group Ecology, EMPA Duebendorf, Schweiz, 2002
- [48] Feuerherd, K.-H.: *Produktbezogene Ökobilanzen aus Sicht der Chemischen Industrie*, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996
- [49] Haagensen, J. Ö.; Oheim, B. & Westengen, H.: *Life Cycle Inventory of Magnesium - Results, Reliability and How to Use Them in the Automotive Industry*, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996
- [50] Patyk, A. & Reinhardt, G. A.: *Energie- und Stoffstrombilanzen von Batterien für Elektrofahrzeuge*, Ganzheitliche Betrachtungen im Automobilbau, VDI-Bericht 1307, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1996
- [51] Schuckert, M.: *Ganzheitliche Bilanzierung - vom Bauteil zum System am Beispiel von Verkehrsträgern*, Dissertation, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart, Stuttgart, 1996
- [52] Huppes, G.: *A General Method for Allocation in LCA*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [53] Vogtländer, J.G., Brezet, H.C. & Hendriks, C.F.: *Allocation in Recyclingsystems – An Integrated Model for the Analyses of Environmental Impact and Market Value*, Int. J. LCA 6 (2001). Ecomed publishers. Landsberg, 2001
- [54] Vogtländer, J.G., Brezet, H.C. & Hendriks, C.F.: *The Virtual Eco-Costs'99 – A Single LCA-Based Indicator for Sustainability and the Eco-Costs – Value Ratio (EVR) Model for Economic Allocation*, Int. J. LCA 6 (3) (2001). Ecomed publishers. Landsberg, S. 157-166, 2001
- [55] Fleischer, G. & Hake, J.-F.: *Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung*, Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 30, Jülich, 2002

-
- [56] Ekvall, T.: *System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment – With Implications for Wastepaper Management*, Thesis. Chalmers University of Technology. Göteborg, 1999
- [57] Maillefer, C.: *Allocation of Environmental Interventions.- Life Cycle Assessment (LCA) – quo vadis?*, Birkhäuser Verlag, Basel, 1996
- [58] Östermark, U. & Rydberg, T.: *Reuse versus recycling of PET-bottles – A case study of ambiguities in Life Cycle Assessment*, In: Barrage, A., Edelmann, X. (Hrsg.): R'95 Congress Proceedings. Vol. I : St. Gallen, EMPA, Schweiz, 1995
- [59] Kim, S., Hwang, T & Lee, K.M.: *Allocation for Cascade Recycling System*, Int. J. LCA 2 (4) 1997, S. 217-222. Ecomed publishers. Landsberg, 1997
- [60] Bohnacker, J. A.: *Einfluß von Recyclingverfahren auf die umweltliche Produktbilanz*, Berichte aus der Umwelttechnik, Dissertation Universität Stuttgart, Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart, Shaker Verlag, Aachen, 1998
- [61] Goedkoop, M., Spriensma, R., Effting, S. & Halen C. van: *Environmental LCA of polypropylene car bumper processing: material recycling versus energy recovery*, 2000
- [62] Werner, F. & Richter, K.: *Economic Allocation in LCA: A Case Study About Aluminium Window Frames*, Int. J. LCA 5 (2) 2000. Ecomed publishers. Landsberg, 2000
- [63] Spriensma, R.: *Environmental analysis of closed loop recycling of aluminium bottle caps*, In: SAE, 2000
- [64] Guinee, J. B., Heijungs, R. & Huppes, G.: *Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree*, Int. J. LCA 2003 (Online First): 11 S. 47 - 55 und (2) S. 100 – 105 (1998), Part I: Incineration, Ecomed publishers. Landsberg, 2003
- [65] Volkhausen, W.: *Recycling von Stahl unter ökobilanziellen Gesichtspunkten*, TK Stahl, 2000
- [66] Ekvall, T. & Tillmann, A.M.: *Open-loop-recycling: criteria for allocation procedures*, Int. J. LCA 2 (3) Ecomed publishers. Landsberg, S. 155-162, 1997
- [67] Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994

- [68] Schonert, M. & Goldhan, G.: *Method for considering recycling in life cycle analysis*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [69] Neumann, U.: *Methodik zur Entwicklung umweltverträglicher und recyclingoptimierter Fahrzeugbauteile*, Dissertation am Lehrstuhl für Konstruktionslehre. Universität – Gesamthochschule Paderborn, 1996
- [70] Karlsson, R.: *LCA as a guide for the improvement of recycling*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [71] Lindeijer, E.W.: *Allocating recycling for integrated chain management: Taking account of quality losses*, In: Huppes, G. & Schneider, F. (Hrsg.): *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University*, 24.-25. Februar 1994. Brüssel. SETAC, Leiden. CML, 1994
- [72] Buxmann, K.: *Key features how to treat aluminium in LCAs, with special regard to recycling issues*, 2002
- [73] Eberle, R.: *Methodik zur ganzheitlichen Bilanzierung in Automobilbau*, Schriftenreihe B – Fahrzeugtechnik – des Institutes für Straßen- und Schienenverkehr. D83. Dissertation. Technische Universität Berlin. Berlin, 2000
- [74] Baitz, M.: *Thermodynamische und kreislaufwirtschaftliche Systemmodellierung in der Ganzheitlichen Bilanzierung*, Diplomarbeit am Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP) der Universität Stuttgart, 1996
- [75] <http://www.vwd.de>, vom 28.01.2003
- [76] MEPS European Steel Review
- [77] Mauch, W.: *Kumulierter Energieaufwand für Güter und Dienstleistungen – Basis für Ökobilanzen*, Dissertation am Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik der TU München, 1993
- [78] Brandrup, J., Bittner, M., Michaeli, W. & Menges, G.: *Die Wiederverwertung von Kunststoffen*, Carl Hanser Verlag, München, Wien, 1995
- [79] Menges, G., Michaeli, W. & Bittner, M.: *Recycling von Kunststoffen*, Carl Hanser Verlag, München, Wien, 1992

-
- [80] <http://www.fbv>
- [81] Forster, E. & Lederer, K.: *Kunststoffe*, Studiensonderausgabe aus: Polymere Werkstoffe, Band III, Technologie 2, Hrsg. Batzer, H., G.Thieme Verlag Stuttgart, New York, 1987
- [82] <http://www.erz-eisenerz.de>
- [83] Ostermann, F.: *Anwendungstechnologie Aluminium*, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 1998
- [84] Metallgesellschaft AG (Hrsg.): *Die Welt der Metalle – Kupfer – Geographie, Bergbau, Verhüttung, Handel*, Metallgesellschaft AG. Frankfurt/M., 1993
- [85] Bubeck, D.: *Life Cycle Costing im Automobilbau: Analyse und Planung von Lebenszykluskosten bei der Entwicklung von Produkten und Produktsystemen; Ansatz zur Integration des LCC innerhalb der ganzheitlichen Bilanzierung*, Schriftenreihe QM – Quantitative Methoden in Forschung und Praxis, Band 1, Verlag Dr. Kovač, Hamburg, 2002
- [86] Fromm, O. & Brüggemann, R.: *Ökonomische Ansätze zur Ökosystembewertung am Beispiel des Bodens*, Beitragsreihe: Ökosystembewertung, UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 11 (2), (3) und (4), Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG, Landsberg, 1999
- [87] Perridon, L., Steiner, M.: *Finanzwirtschaft der Unternehmung*, 8. überarb. Auflage, München, 1995
- [88] Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energiebetriebener Produkte und zur Änderung der Richtlinie 92/42/EWG des Rates
- [89] Fritsche, U., Leuchtner, J., Matthes, F.C., Rausch, L. & Simon, K.H.: *GEMIS – Gesamt-Emissionsmodell integrierter Systeme*, Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Wiesbaden, 1995
- [90] Frischknecht R. et al.: *Ökoinventare für Energiesysteme - Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*, Zürich, 1996
- [91] KFZ, 2004: <http://www.kfzgewerbe.de/autofahrer/infos.html> vom 03.12.04
- [92] Härdtle, G., Marek, K., Bilitewski, B. & Gorr, C.: *Altautoverwertung: Grundlagen – Technik – Wirtschaftlichkeit – Entwicklungen*, In: Beiheft zu Müll und Abfall, Nr. 32. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1994

- [93] Allgäu-Recycling GmbH: *mündliche Mitteilung* im Mai 2000, Kempten
- [94] tec4U Ingenieurgesellschaft mbH: *Beschreibung des Standes der Technik bei der Vorbehandlung, insbesondere der Trockenlegung von Altautos gemäß AltautoV*, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (FKZ) 200 33 323, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2002
- [95] Autoverwertung Firma Möck GmbH: *mündliche Mitteilung* im Mai 2000, Tübingen
- [96] Mercedes Benz ATC GmbH Altfahrzeug- und Altteilecenter: persönliches Gespräch im Oktober 2000, Stuttgart
- [97] Tammling Service GmbH: firmeninterne Anlageninformationen, Gespräch im Oktober 2000, Nordenham, 2000
- [98] BDSV, 2004: <http://www.bdsv.de/organi/unterorg/fas/fakten.php> vom 03.12.2004
- [99] Pruckner, E. & Gorzawski, S.: *1. Monitoringbericht: Monitoring der Pilotanlage zur SLF-Aufbereitung bei der Fa. R-Plus GmbH, Eppingen. Ergebnisse aus der ersten Monitoringphase Februar – Juli 2000*, Steinbeis-Transferzentrum Verfahrens-, Energie- und Umwelttechnik. Heilbronn, 2000
- [100] Firmen-Broschüre Lindemann-Shredder, 2000
- [101] Metso Minerals: *Lindemann Metal and Automobile Shredders*. <http://www.metsominerals.com> (17.10.2002), 2002
- [102] Shredderwerk Fa. Scholz: *mündliche Mitteilung* vom 06.06.2000, Essingen
- [103] BDSV (Bund Deutscher Shredderbetreiber): Datenerhebung im Projekt „Verwertung von Kunststoffbauteilen aus Altautos“- Fraunhofer IVV, 1998.
- [104] Indra Recycling GmbH: *mündliche Mitteilung* vom 11.07.2000, Hockenheim
- [105] Wolf, S.: *Recycling of aluminium from obsolete cars – economic, technical and ecological aspects*, In: 4th CETEM-Aachen Workshop on Mineral Processing and Environmental Issues, Rio de Janeiro, S. 1-10, 1997
- [106] Kehler, D.: *Vorbehandlungskonzepte beim Recycling variantenreicher Gebrauchsgüter am Beispiel Altautomobil-Trockenlegung*, Dissertation. Fakultät für Maschinenwesen der Universität Hannover. Hannover, 1993

-
- [107] Mutz, S.: *Recycling von Magnesium aus dem Fahrzeugbau unter Berücksichtigung von wirtschaftlichen und ökologischen Aspekten*, Diplomarbeit RWTH Aachen, Aachen, 2000
- [108] Jellinghaus, M.: *Stahlerzeugung im Lichtbogenofen*.- 3. Auflage, Verlag Stahleisen GmbH, Düsseldorf, 1994
- [109] Beenken, H. et al.: *Stahl im Automobilbau*, Verlag StahlEisen GmbH Düsseldorf, 1999
- [110] Philipp, J.A., Theobald, W. & Volkhausen, W.: *Fortschreibung der Ökobilanzen für Stahlprodukte*, In: Zeitschrift „Stahl und Eisen“ 116, Nr. 11, 1996
- [111] Rink, C.: *Aluminium, Automobil und Recycling*, Forschungsbericht Nr. 515. Auftraggeber Aluminiumzentrale e.V., Aluminium-Verlag Düsseldorf, 1994
- [112] Rink, C.: *Aluminium als Karosseriewerkstoff, Recycling und energetische Betrachtungen*, Fakultät für Maschinenwesen der Universität Hannover. Dissertation, Hannover, 1996
- [113] Reuter, M.A., Boin, U.M.J., van Schaik, A., Verhoef, E., Heiskanen, K., Yang, Yongxiang, Georgalli, G.: *The Metrics of Material and Metal Ecology, 16, Harmonizing the resource, technology and environmental cycles*, Elsevier, 2005
- [114] <http://www.roheisen.de>, August 2002
- [115] Kurth, H.W.: *Integriertes Konzept zur wirtschaftlichen Demontage und Verwertung von Altautos. Teil 2: Kraftfahrzeugrecyclingwirtschaft – Stoff- und Teilekreisläufe*, Herausgeber Kurth, H.W., Herborn-Seelbach, 1995
- [116] Westengen, H. & Aune, T. K.: *Potential for Improving Recycling Friendliness of High Purity Magnesium Die Casting Alloys*, interne Ausarbeitung von Norsk Hydro, Norwegen, 1997
- [117] King, J. F.: *Recycling of By-Products from Magnesium Diecasting*, In: Proceedings of Third International Magnesium Conferenc in Manchester, GB, 1996
- [118] Wardlow, G.D., Thistlethwaite, S., King, J. F., Martin, T. & Walton, S.: *Feedback Analysis and Statistical Process Control in Recycling Magnesium Alloys: The Integral Link in Component Manufature*, In: *Magnesium Alloys and their Applications*, Werkstoff-Informationsgesellschaft mbH 1998, S. 119-124, 1998

- [119] Schwaiger, H.: *Magnesium-Recycling*, Tagungsband zum 7. Magnesiumguss Abnehmerseminar & Automotive Seminar an der FH Aalen 1999
- [120] Hydro Magnesium: *Magnesium in Automotive*, 1994
- [121] Hydro Magnesium: *Life Cycle Environmental Data for Production of Magnesium Diecastings*, 1998
- [122] Hydro Magnesium: Internet Homepage, Page *Environment - Climate Gases*, 1999
- [123] Deutsches Kupfer-Institut (Hrsg.), Bruch, K.H., Gohlke, D., Kögler, C. et al.: *Sachbilanz einer Ökobilanz der Kupfererzeugung und –verarbeitung*, erstellt im Institut für Metallhüttenkunde und Elektrometallurgie der RWTH Aachen, im Auftrag des Deutschen Kupfer-Institutes Düsseldorf, DKI Sonderdruck 8/95, erschienen in: Zeitschrift METALL, Hefte 4,5 und 6/1995, Hüthig Fachverlage, Heidelberg, 1995
- [124] Nickel, W.: *Recycling-Handbuch: Strategien – Technologie – Produkte*, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, 1996
- [125] Krüger, J., Gerke, M., Jessen, S., et al.: *Sachbilanz Zink*, Institut für Metallhüttenkunde und Elektrometallurgie der RWTH Aachen, Verlag Mainz, Wissenschaftsverlag, Aachen, 2001
- [126] F.A. Brockhaus: *Der Brockhaus in einem Band*, F.A. Brockhaus GmbH, Leipzig, 2000
- [127] <http://www.bsn-kehl.de> vom 10.12.04
- [128] Salyp NV: *Business proposal concerning the European ELV Center*. Ypres, <http://www.salypnet.com> (11.10.2002), 2002
- [129] Wallau, F.: *Kreislaufwirtschaftssystem Altauto – Eine empirische Analyse der Akteure und Märkte der Altautoverwertung in Deutschland*, Dissertation RWTH Aachen Deutscher Universitätsverlag (DUV: Wirtschaftswissenschaft), Wiesbaden, 2001
- [130] Schmidt, J. & Leithner, R. (Hrsg.): *Automobilrecycling: stoffliche, rohstoffliche und thermische Verwertung bei Automobilproduktion und Altautorecycling*, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, 1995
- [131] Schmidt, J. et al.: *Altautoverwertung und –entsorgung: Stand und Aktivitäten beim Automobilrecycling*, Kontakt & Studium, Umwelttechnik, Band 464, expert-Verlag, Renningen-Malmsheim, 1995
- [132] Kehler, D.: *Feldanalyse niedersächsischer Autowrackplätze*, Forschungsbericht, Bericht Nr. 491, Auftraggeber: Niedersächsisches Umweltministerium, 1990

-
- [133] Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.): Kommission der Niedersächsischen Landesregierung zur Vermeidung und Verwertung von Reststoffen und Abfällen, Arbeitskreis 16 „Kfz-Recycling“, Hannover, 1995
- [134] Vosteen, B., Martin, R. & Vehlows J.: *Darstellung der Verbrennungsverfahren (Teil I): Die Auto-Shredderleichtfraktion als Abfallbrennstoff*, Vortrag im Rahmen der VDI-Tagung „Thermische Behandlung von Konsumgüterreststoffen am Beispiel der Altfahrzeugverwertung“ am 13./14. Mai 1992 in Mannheim, 1992
- [135] TA Abfall: *Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift.- Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen*, Teil 1, erlassen am 10.04.1990, Änderung am 23.05.1991, 1990
- [136] Hamm, M.: *Stoffliches Recycling von Shredderleichtgut durch Pyrolyse im Drehrohrofen*, Dissertation, Fachbereich Energie-, Verfahrens- und Elektrotechnik der Universität –Gesamthochschule Essen, Essen, 1993
- [137] Martin, R. & Rieß, M.: *Thermische Behandlung der Shredderleichtfraktion*, In: VDI-Gesellschaft Fahrzeugtechnik (Hrsg.): *Neue Konzepte für die Autoverwertung*, VDI-Berichte 934, Düsseldorf, 1991
- [138] Mark, F. E.: *Mitverbrennung der Automobil Shredder Fraktion am MHK Würzburg*, In: Haus der Technik (Hrsg.): *Recycling von Altautos und Altteilen*, Tagung am 11.11.1997, Essen, 1997
- [139] Fichtner (Hrsg.): *Bewertung von Aufbereitungsverfahren für die Verwertung der Shredderleichtfraktion, Phase II: Technisch/wirtschaftliche Bewertung ausgewählter Verfahren*, im Auftrag von APME und VKE, Stuttgart, 1998
- [140] Buttger, B. & Obermeier, T.: *Aufbereitungsverfahren und Anlagentechnik der Abfälle für den BGL-Vergaser*, Vortrag zum VDI-Seminar „BAT der Pyrolyse und Vergasung von schwierigen Abfällen“ am 08./09. März in Freiberg, 2001
- [141] <http://www.svz-gmbh.de> vom 03.03.06
- [142] SVZ: Informationsmaterial vom Sekundärrohstoff Verwertungszentrum Schwarze Pumpe. Spreewitz, 2001, <http://www.svz-gmbh.de> (07.02.2003)
- [143] Vanherpe, I.: Informationsmaterial über den Salyp Prozeß, 2002
- [144] Metschies, T.: *Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben „Untersuchungen zum metallurgischen Recycling von Altfahrzeugen in einem Hüttenwerk“*, Projektgemeinschaft Altfahrzeugrecycling, BREGAU-

- INSTITUTE, Institut für Umweltstudien, Bericht Nr. 99.2.036, Bremen, 1999.
- [145] Fa. Mack: *mündliche Mitteilung* im Oktober 2001, Mainhardt-Hohenstrassen
- [146] Mercedes-Benz AG: Firmenbroschüre: *Tauschmotoren.*- Berlin, 2000
- [147] UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): *Ökologische Bilanzierung von Altölverwertungswegen – Ökologischer Vergleich von vier wichtigen Altölverwertungsverfahren*, UBA-Texte 20/00, Umweltbundesamt, Berlin, 2000
- [148] UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): *Ermittlung von Altölvermeidungspotentialen*, UBA-Texte 16/97, Umweltbundesamt, Berlin, 1997
- [149] Latka, M., Pasel, C. & Herbell, J.-D.: *Bilanzierung der thermischen Verwertung von Altöl in der Zementindustrie*, In: Abfallwirtschafts-Journal 9,1/ 2 (1997), S. 29-31, 1997
- [150] Mineralöl-Raffinerie Dollbergen GmbH (MRD): *mündliche Mitteilung* im November 2000, Dollbergen, 2000
- [151] Niedersächsisches Umweltministerium und Mineralöl-Raffinerie Dollbergen GmbH (Hrsg.): *Altöl – Brennstoff oder Schmierstoff? – Vorrangprüfung nach Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz*, wissenschaftliche Bearbeitung: Ökopol, Institut für Ökologie und Politik GmbH. Druckerei Zollenspieker GmbH. Hamburg, 1997
- [152] Wissussek, D., Icken, C. & Glüsing, H.: *Produktkreislauf Bremsflüssigkeit: erzeugen, anwenden, verbrauchen, sammeln, aufarbeiten, wieder verwenden*, Kontakt & Studium Bad 476. expert Verlag. Renningen-Malmsheim, 1995
- [153] UBA (Umweltbundesamt): *Einsatz des ozonabbauenden FCKW-Kältemittels R 12 in Kälte- und Klimaanlage um über 50% reduziert - Noch großer Nachholbedarf bei privaten Auto-Klimaanlagen*, Presse-Information Nr. 24/98, Berlin, 1998
- [154] Lotz, H.P.: *Wiederverwertung von Betriebsstoffen aus Altfahrzeugen*, In: Schmidt, J. et al.: *Altautoverwertung und -entsorgung: Stand und Aktivitäten beim Automobilrecycling*, Kontakt & Studium, Umwelttechnik, Band 464, expert-Verlag, Renningen-Malmsheim. S. 158-172, 1995
- [155] Fa. Südöl: *mündliche Mitteilung* am 16.09.02, Eislingen
- [156] Winter, A.: *Europaweites Abfallmanagement für Kfz-Handelsbetriebe*, In: Haus der Technik e.V. (Hrsg.): *Autorecycling in Europa – Quo vadis?*, Tagung am 10./11. 03.1999, München, S. 1-7, 1999

-
- [157] <http://www.firmenpresse.de/pressinfo13969.html> vom Dezember 2004.
- [158] <http://www.kitco.com>
- [159] UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): *Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft*, UBA-Texte 10/99, Umweltbundesamt, Berlin, 1999
- [160] BSB Recycling GmbH: *Firmenprospekt*, Unternehmen der Berzelius Metall GmbH, Braubach, 2000
- [161] Bühl, R., Saffert, R., Schmitt, W. & Vetter, M.: *PVC-Recycling*, Hrsg. Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V. Bonn, 2001
- [162] Härdtle, G., Marek, K., Bilitewski, B. & Kijewski, K.: *Recycling von Kunststoffabfällen: Grundlagen – Technik – Wirtschaftlichkeit*, In: Beiheft zu Müll und Abfall, Nr. 27. Fachzeitschrift für Behandlung und Beseitigung von Abfällen. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1991
- [163] Schröder, R.: *Kunststoff-Recycling – Sammeln und Aufbereiten*, Sonderdruck aus der Fachzeitschrift Sekundärrohstoffe, Februar/ März 1989, Peter Polz Verlag, Gauting, 1989
- [164] Tiltmann, O.: *Recyclingpraxis Kunststoffe*, Verlag TÜV Rheinland GmbH, Köln, 1993
- [165] Michaeli, W., Bittner, M. & Wolters, L.: *Stoffliches Kunststoff-Recycling: Anlagen, Komponenten, Hersteller*, Carl Hanser Verlag, München, Wien, 1993
- [166] Wolters, L., Marwick, J.v., Regel, K., Lackner, V. & Schäfer, B.: *Kunststoff-Recycling: Grundlagen, Verfahren, Praxisbeispiele*, Carl Hanser Verlag, München, Wien, 1997
- [167] Löhr, K., Melchiorre, M. & Kettemann, B.-U.: *Aufbereitungstechnik: Recycling von Produktionsabfällen und Altprodukten*, Carl Hanser Verlag, München, Wien, 1995
- [168] <http://www.wipag.de>, 2002
- [169] Jungbauer, A.: *Recycling von Kunststoffen*, Vogel Buchverlag, Würzburg, 1994
- [170] Lackner, V.: *Rohstoffliches Recycling*, In: [159], S. 255, 1997
- [171] Kaminski, W. & Sinn, H.: *Petrochemische Verfahren zur Kunststoffverwertung – Pyrolyseverfahren*, In: [73], S. 440 ff., 1995
- [172] Gebauer, M. & Stannard, S.: *Vergasung von Altkunststoffen*, In: [73], S. 463 ff., 1995
- [173] Buttger, B. & Seifert, W.: *Verwertung von Altkunststoffen durch Vergasungstechnik im Verwertungszentrum Schwarze Pumpe*, In: VDI-

- Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): *Verwertung von Kunststoffabfällen*, VDI-Berichte 1288, Düsseldorf, S. 139-157, 1996
- [174] Bauer, G.: *Solvolyse von Polyurethanen*, In: [73], S. 529 ff., 1995
- [175] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern: *Abfallentsorgung in Zementwerken – Thesenpapier*, Umweltmaterialien No. 70, Abfälle, Bern, 1997
- [176] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern: *Regelungen über die Abfallentsorgung in Zementwerken – Grundlagen, Methoden, Berechnungen*, Bern, 1998
- [177] Hackl, A. & Mausitz, G.: *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie*, Wien im Februar 1995, Hrsg. Zement + Beton Handels- und Werbegesellschaft MbH, Wien im Auftrag der österreichischen Zementindustrie, Wien, 1995
- [178] Krcmar, W.: *Untersuchungen über das Verhalten der Spurenelemente bei der Zementherstellung*, Dissertation an der Universität Karlsruhe, 1991, 1991
- [179] Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg.): *Verminderung der CO₂-Emissionen, Monitoring-Bericht 1998*, Verlag Bau + Technik GmbH, Düsseldorf, 1998
- [180] Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg.): *Tätigkeitsbericht 1996-1999*, Verlag Bau + Technik GmbH, Düsseldorf, 1999
- [181] Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg.): *Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2000*, Verlag Bau + Technik GmbH, Düsseldorf, 2002
- [182] Görner, K.: *Technische Verbrennungssysteme. Grundlagen, Modellbildung, Simulation*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1991
- [183] Suchomel H.: *Schlackemengen und -merkmale aus der Sonderabfallverbrennung mit Drehrohrofen bei flüssigem Schlackeabzug*; In: *Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen*, Müll und Abfall Beiheft 31 2/94; Erich Schmidt Verlag Berlin, 1994
- [184] ATV-Schriftenreihe Nr. 10, *Rückstände aus thermischen Abfallbehandlungsanlagen*, Gfa-Verlag, Hennef, 1998
- [185] Reich J.: *Optimierung des Elutionsverhaltens von Aschen aus der Sonderabfallverbrennung*, Dissertation an der Gerhard-Mercator-Universität – Gesamthochschule Duisburg, 2001

-
- [186] Finnveden, G.: *On the Possibilities of Life-Cycle Assessment: Development of methodology and review of case studies*, Department of Systems Ecology Stockholm University, 1998

Anhang

Gesetzliche Regelungen.....	Anhang A
Dokumentation der Wirkungskategorien.....	Anhang B
Elementarzusammensetzung Auto-Shredderleichtfraktion.....	Anhang C
Übersicht der Fahrzeugvarianten und Verwertungsszenarien.....	Anhang D

Anhang A - Gesetzliche Regelungen

Im nachstehenden Anhang A wird eine Übersicht über relevante gesetzliche Regelungen im Rahmen der Altfahrzeugverwertung gegeben.

Gesetzeswerk	Bemerkung
<ul style="list-style-type: none"> Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) -> Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen 	<p>Die Verordnung ist am 1. März 2001 in Kraft getreten.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Altautoverordnung (AltautoV) -> Verordnung über die Überlassung und umweltverträgliche Entsorgung von Altautos 	<p>Die AltautoV wurde am 1. Juli 2002 durch die Altfahrzeug-Verordnung abgelöst.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union (ELV-Directive, End-of-Life-Vehicle-Directive) -> Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge 	<p>Die ELV-Directive wurde am 18. September 2000 verabschiedet. Die Umsetzung in den Mitgliedsstaaten hatte innerhalb von 18 Monaten zu erfolgen.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Altfahrzeug-Gesetz (AltfahrzeugG) 	<p>Das Gesetz entspricht der Umsetzung der EU-Altfahrzeug-Richtlinie in deutsches Recht.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Altfahrzeug-Verordnung (AltfahrzeugV) -> Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen 	<p>Die Verordnung ist am 1. Juli 2002 in Kraft getreten.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Altölverordnung (AltölV) 	<p>Die Regelungen der Altölverordnung wurden zu zwei verschiedenen Zeitpunkten wirksam. Die AltölV trat teils am 1. November 1987 und teils am 1. Juli 1988 in Kraft. Die aktuelle Fassung datiert vom 16. April 2002 (BGBl. I Nr. 26).</p>

<ul style="list-style-type: none"> • Batterieverordnung (BattV) -> Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren 	<p>Die Regelungen der Batterieverordnung wurden zu zwei verschiedenen Zeitpunkten wirksam: sie traten teils am 3. April 1998 in Kraft (mit Regelungen zu Inhaltsstoffen), teils am 1. Oktober 1998 (mit Regelungen zur Rücknahme/-gabe von Altbatterien), (BGBl. I S. 658).</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) -> Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge 	<p>Das BImSchG ist ein Bundesgesetz von 1974 (in Kraft getreten am 1. April 1974) mit zahlreichen Durchführungsverordnungen. Die aktuelle Fassung datiert vom 26. September 2002. Vom 13. Juli 2004 datiert die 33. BImSchV (Verordnung zur Verminderung von Sommermog, Versauerung und Nährstoffeinträgen)</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Deponieverordnung (DepV) -> Verordnung über Deponien und Langzeitlager 	<p>Die Verordnung ist am 1. August 2002 in Kraft getreten. Die letzte Änderung ist vom 12. August 2004 und ist am 25. August 2004 in Kraft getreten.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) -> Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten 	<p>Das Gesetz wurde am 16. März 2005 im Bundesgesetzblatt veröffentlicht (BGBl. I S 762 f.) und trat mit unterschiedlichen Fristen abschließend am 13. August 2005 in Kraft.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • RoHS-Richtlinie (engl. Restriction of Hazardous Substances) -> Richtlinie 2002/95/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Beschränkung der 	<p>Die Richtlinie ist am 13.02.2003 in Kraft getreten. Am 1. Juli 2006 sind die RoHS-Stoffverbote in Kraft getreten.</p>

<p>Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in elektrischen und elektronischen Geräten</p> <ul style="list-style-type: none"> • FCKW-Halon-Verbots-Verordnung (FCKW-V) -> Verordnung zum Verbot von bestimmten die Ozonschicht abbauenden Halogenkohlenwasserstoffen • Freiwillige Selbstverpflichtung der Wirtschaft zur umweltgerechten Altautoverwertung (Pkw) (FSV) • Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) -> Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen • Sprengstoffgesetz (SprengG) -> Gesetz über explosionsgefährliche Stoffe <ul style="list-style-type: none"> ○ Sprengstofflager-Richtlinie Lagerung von Airbag- und Gurtstraffer-Einheiten, SprengLR 240 • Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) -> Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz; Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen TA Siedlungsabfall 	<p>Die Verordnung datiert vom 6. Mai 1991 (BGBl. I S. 1090) und wurde zuletzt am 29. Oktober 2001 geändert (BGBl. I S. 2785, gültig für Kältemittel).</p> <p>Die FSV wurde am 21.02.1996 von der Automobilindustrie und beteiligten Wirtschaftszweigen und Verbänden vorgelegt. Sie wurde am 1. Juli 2002 durch die Altfahrzeug-Verordnung abgelöst.</p> <p>Das Gesetz ist am 7. Oktober 1996 in Kraft getreten. Zuletzt geändert wurde es durch das Gesetz zur Neuordnung des Lebensmittel- und des Futtermittelrechts vom 1. September 2005.</p> <p>Die Neufassung des Gesetzes datiert vom 10. September 2002. Die letzte Änderung des Gesetzes datiert vom 21. Juni 2005 (BGBl. I S. 1818). In der SprengLR 240 ist seit Juni 1997 die Lagerung von Airbag- und Gurtstraffereinheiten geregelt.</p> <p>Die erste Fassung der TASi trat am 14. Mai 1993 in Kraft. Seit Juni 2005 ist die aktuelle Fassung der TASi mit Verpflichtung der Abfallvorbehandlung in Kraft.</p>
---	---

Anhang B - Dokumentation der Wirkungskategorien

In Anhang B werden die Grundlagen sowie die Berechnungsformeln der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Wirkungskategorien beschrieben.

- **Treibhauseffekt (*Global Warming Potential, GWP*):**

Über die Wirkungskategorie GWP erfolgt die Quantifizierung der zum Treibhauseffekt beitragenden Klimagase. Der GWP-Wert bezeichnet die Strahlungswirkung einer bestimmten Menge eines Stoffes in Relation zur Wirkung derselben Menge des als Referenzgröße gewählten CO₂. Da der GWP-Wert neben dem Strahlungseinfluss abhängig ist von der Verweilzeit des Gases in der Atmosphäre, muss ein zeitlicher Rahmen gewählt werden, für den der Vergleich mit CO₂ Gültigkeit haben soll. Der gängige Zeithorizont umfasst 100 Jahre (GWP₁₀₀). Zu den wichtigsten Treibhausgasen gehören CO₂, FCKW, CH₄, N₂O.

Das Treibhauspotential wird über die Addition der einzelnen Beiträge klimarelevanter Gase zum Treibhauseffekt ermittelt.

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt} \quad (4)$$

$$Gesamt - GWP = \sum_i GWP_i * m_i \quad [kg CO_2 - \text{Äquivalent}] \quad (5)$$

GWP _i	Global Warming Potential des Gases i
a _i	Absorptionskoeffizient des Gases i
c _i (t)	Konzentration des Gases i zur Zeit t
T	Zeithorizont der Integration (in der Regel 100 Jahre)
m _i	Emissionsmenge des Gases i in kg

- **Versauerung (*Acidification Potential, AP*):**

Das Versauerungspotential beschreibt den Beitrag eines Produktsystems zum Umweltproblem der Versauerung von Niederschlägen, Gewässern und Böden. Die Versauerung als Folge der Fähigkeit von Stoffen, Protonen abzuspalten bzw. durch die Reaktion mit

Wasser in Säuren überzugehen, wird ausgedrückt als Versauerungspotential in SO₂-Äquivalenten. Zu den zur Versauerung beitragenden Stoffen zählen SO₂, NO_x, NH₃, NO, NO₂, HCl, HF.

$$\text{Gesamt} - AP = \sum_i AP_i * m_i \quad \left[\text{kg SO}_2 - \text{Äquivalent} \right] \quad (6)$$

AP_i Versauerungspotential des Stoffes i

m_i Emissionsmenge des Stoffes i in kg

• **Eutrophierung (Nutrification Potential, NP):**

Unter Eutrophierung versteht man eine Nahrungs- und Nährstoffanreicherung in Gewässern und Böden. Dieser Begriff wird für den Vorgang der Überdüngung und die dadurch auftretende Störung des biologischen Gleichgewichtes, z.B. durch Sauerstoffzehrung, verwendet. Eine wesentliche Steigerung in der Intensität der Eutrophierungsvorgänge ist auf einen starken Eintrag von Phosphor sowie Stickstoff zurückzuführen. Neben den wichtigsten anorganischen Nährstoffen wird auch der Chemische Sauerstoffbedarf, als Maß für den Eintrag organischen Kohlenstoffs, berücksichtigt. Zur Quantifizierung dieser Wirkungskategorie wird den entsprechenden Stoffen ein Eutrophierungspotential zugewiesen. Da als Referenzsubstanz das Phosphat dient, erfolgt die Angabe des NP in Phosphatäquivalenten. Wichtige zur Eutrophierung beitragende Nährstoffe sind NO_x, NO, NO₂, NH₄⁺, N, PO₄³⁻, P, CSB.

$$\text{Gesamt} - NP = \sum_i NP_i * m_i \quad \left[\text{kg PO}_4^{3-} - \text{Äquivalent} \right] \quad (7)$$

NP_i Eutrophierungspotential des Stoffes i

m_i Emissionsmenge des Stoffes i in kg

• **Ozonabbaupotential (Ozon Depletion Potential, ODP):**

Zu den bisher identifizierten ozonabbauenden Gasen zählen in erster Linie FCKW sowie persistente Chlor- und Bromkohlenwasserstoffe, die in der „Liste von Montreal“ und dem Londoner Zusatzprotokoll festgelegt sind ([20], [23]). Ihre Quantifizierung erfolgt über das Ozonabbaupotential. Als Referenzsubstanz dient CFCl₃ (Trichlorfluormethan, FCKW 11). Quelle für die ODP_i der Substanzen ist die World Meteorological Organization 1991

([20]). Wichtige ozonabbauende Stoffe sind FCKW, CF_3Br , CF_2BrCl , CCl_4 , CF_4 , C_2F_6 , N_2O .

$$\text{Gesamt} - \text{ODP} = \sum_i \text{ODP}_i * m_i \quad [\text{kg R11} - \text{Äquivalent}] \quad (8)$$

ODP_i Ozonabbaupotential des Stoffes i

m_i Emissionsmenge des Stoffes i in kg

Anhang C - Elementarzusammensetzung Auto-Shredderleichtfraktion

In diesem Anhang sind die Ergebnisse der Analysen zweier Untersuchungen zur Elementarzusammensetzung von Autoschredderleichtfraktion dokumentiert.

Parameter	Dimension	Monitoringbericht R-Plus [91]	VDI-Vortrag 1992 [128]
Feuchtigkeit	[Gew. %]	1,0 - 10,0	15,5
Heizwert Hu	[MJ/kg]	9,5 - 21,5	12,8
Aschegehalt	[%]	32,4 - 63,4	46,7
Kohlenstoff	[Gew. %]	13,7 - 52,1	31,3
Wasserstoff	[Gew. %]	1,4 - 7,0	4
Stickstoff N	[Gew. %]	0,5 - 1,8	0,99
Schwefel	[Gew. %]	0,4 - 1,1	0,71
Chlor	[Gew. %]	0,3 - 2,8	2,1
Fluor	[Gew. %]	0,03 - 0,05	0,09
Eisen	[Gew. %]	5,7 - 21,0	7,8
Kalzium	[Gew. %]	3,4 - 4,4	2,4
Kupfer	[Gew. %]	1,5 - 4,2	
Silizium	[Gew. %]	5,7 - 11,0	4,9
Aluminium	[Gew. %]	1,0 - 2,2	0,73
Magnesium	[Gew. %]	0,5 - 0,8	0,48
Natrium	[Gew. %]	2,8 - 3,1	0,63
Zink	[Gew. %]	0,5 - 1,8	
Blei	[Gew. %]	0,3 - 1,6	
Phosphor	[Gew. %]		0,05
Brom	[Gew. %]		<0,01
Kalium	[Gew. %]		0,14
Barium	[Gew. %]		0,46
Titan	[Gew. %]		0,47
<i>Spurenelemente</i>	<i>[mg/kg]</i>		
Berillium			<5
Cadmium			85
Chrom			240
Kobalt			13
Kupfer			3700
Quecksilber			1
Mangan			480
Nickel			1100
Molybdän			<50
Blei			2400
Palladium			<10
Platin			<1
Rhodium			<10
Antimon			3200
Selen			<10
Zinn			130
Tellur			<10
Thallium			<5
Vanadium			13
Zink			4600

Anhang D - Übersicht der Fahrzeugvarianten und Verwertungsszenarien**Fahrzeugvarianten:**

- ✓ St-Fahrzeug (Basisvariante aus Stahl)
- ✓ Al-Fahrzeug (Aluminium-Variante)
- ✓ Al-KS-Fahrzeug (Aluminium-Kunststoff-Variante)

Verwertungsszenarien:

- ✓ Szenario 1: Pflichtdemontage, SLF 100 % Deponie
- ✓ Szenario 2: Pflichtdemontage und Demontage bis 95 %, SLF 100 % Deponie
- ✓ Szenario 3: Pflichtdemontage und Demontage bis 95 %, SLF 50 % energetische, 50 % stoffliche Verwertung
- ✓ Szenario 4: Pflichtdemontage und Demontage bis 95 %, SLF 100 % energetische Verwertung
- ✓ Szenario 5: keine Demontage, nur Trockenlegung, SLF 100 % Deponie
- ✓ Szenario 5a: keine Demontage, nur Trockenlegung, SLF 50 % stoffliche, 50 % energetische Verwertung
- ✓ Szenario 5b: keine Demontage, nur Trockenlegung, SLF 100 % energetische Verwertung
- ✓ Szenario 6: Pflichtdemontage, SLF 100 % energetische Verwertung
- ✓ Szenario 7: Pflichtdemontage, SLF 100 % stoffliche Verwertung